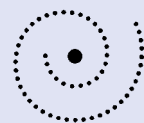


Suomen joet kuuluvat pääosin pohjoiseen havumetsävyöhykkeeseen. EU:n vesipoli-  
tiikan puitedirektiivin mukaisessa tyypittelyssä joet voidaan valuma-alueen kokonsa  
lisäksi varsin mielekkäästi jakaa luontaiselta geologialtaan turve- ja kangasmaiden jokiin,  
savimaiden jokien rajoittuessa lounais- ja etelärannikon alueelle. Tyypittelytekijöistä  
korkeussuhteilla on varsin vähän merkitystä Suomessa, koska korkeita vuoristoja on  
vähän. Tyypittelyssä lisähaasteita aiheuttavat mm. tyypin rajaamiseen liittyvät ongelmat  
ja järviäntaiden esiintyminen. Samoin peltomaiden tulkinta tietokannoista aiemman  
luontaisen tyypin mukaan voi olla vaikeaa.

Pohjaeläimiä on myös Suomessa viime vuosikymmeninä käytetty jokien ekologisen  
tilan kuvaajana, vaikka yhtenäistä koko maata kattavaa aineistoa ei ole saatavilla. Tässä  
tutkimuksessa, pääosin Länsi-Suomen jokien aineistoihin perustuen, joet jakautuivat ns.  
vertailuoloiissa hyvin alueensa tyyppeihin koskipohjaeläimistönsä perusteella. Vastaavasti  
ekologista luokittelua ajatellen pohjaeläimet kuvasivat hyvin ihmisen erilaisia paineita  
(mm. hajakuormitus, rakenteelliset muutokset) jokityypeissä. Varsin monipuolisessa  
vaihtoehtotarkastelussa, vesipuitedirektiivin liitteen V suosittamista luokittelumuuttu-  
jista vertailuolosten lajisto ja sen runsaussuhteet näyttivät toimivan luotettavimmin ja  
tehokkaimmin, kun paineiden vaikutuksia haluttiin tunnistaa ja luokitella jokivesissä.

Tämä työ on osa vesipuitedirektiivin ekologista luokittelua kehittäviä hankkeita. Tähän  
jokien pohjaeläimistöä käsitteeseen hankkeeseen ovat osallistuneet erityisesti Länsi-  
Suomen ympäristökeskus ja Jyväskylän Yliopisto ja sen rahoituksesta ovat vastanneet  
ympäristöministeriö ja maa- ja metsätalousministeriö. Eräässä toisessa hankkeessa  
jokivesistöjen ekologisesta luokittelusta kalojen osalta on vastannut Riista- ja Kalatalo-  
uden tutkimuslaitos.



LÄNSI-SUOMEN  
YMPÄRISTÖKESKUS  
VÄSTRA FINLANDS  
MILJÖCENTRAL

ISBN 978-952-11-2911-7 (nid.)

ISBN 978-952-11-2775-5 (PDF)

ISSN 1796-1912 (pain.)

ISSN 1796-1920 (verkkok.)

## LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 4 | 2007

# Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu

**Heikki Hämäläinen, Jukka Aroviita, Esa Koskenniemi,  
Anna Bonde & Juho Kotanen**

SUOMEN JOKIEN TYYPITTELYN KEHITTÄMINEN JA POHJAEÄIMIIN PERUSTUVA EKOLOGINEN LUOKITTELU

LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



Länsi-Suomen ympäristökeskus

# Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu

Heikki Hämäläinen, Jukka Aroviita, Esa Koskenniemi,  
Anna Bonde & Juho Kotanen



**LÄNSI-SUOMEN  
YMPÄRISTÖKESKUS**  
VÄSTRA FINLANDS  
MILJÖCENTRAL

LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 4 | 2007  
Länsi-Suomen ympäristökeskus

Taitto: Niilo Susiluoma & Tiina Hietikko-Hautala  
Kansikuva: Tiina Hietikko-Hautala

Julkaisu on saatavana myös internetistä:  
[www.ymparisto.fi/lisu/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/lisu/julkaisut)

Juvenes Print, Tampere 2007

ISBN 978-952-11-2911-7 (nid.)  
ISBN 978-952-11-2775-5 (PDF)  
ISSN 1796-1912 (pain.)  
ISSN 1796-1920 (verkkokj.)

# SISÄLLYS

## Osa I

|  |   |
|--|---|
| I. Jokien rajaaminen ja tyypittely .....           | 5 |
| I.1 Miten jokien tarkasteluyksikkö rajataan? ..... | 5 |
| I.2 Tyypittelyn taustaa .....                      | 8 |

## Osa II

|   |    |
|---|----|
| 2. Pohjaeläinperustainen jokien ekologinen luokittelu: harjoituksia Pohjanmaan jokialueistoilla ..... | 11 |
| 2.1 Johdanto .....  | 11 |
| 2.2 Aineisto ja menetelmät .....  | 11 |
| 2.2.1 Pohjaeläinaineisto .....  | 12 |
| 2.2.2 Taustamuuttujat .....   | 13 |
| 2.2.2.1 Valuma-alue tiedot .....  | 13 |
| 2.2.2.2 Vedenlaatu tiedot .....   | 13 |
| 2.3 Paikkojen ryhmittely .....  | 15 |
| 2.3.1 Tyypittely .....  | 15 |
| 2.3.2 Vertailu- ja testipaikat .....  | 15 |
| 2.3.3 Aikasarja-aineistot .....   | 16 |
| 2.4 Tyypittelyn testaus .....   | 16 |
| 2.5 Luokittelutekijöitä kuvaavat muuttujat .....  | 17 |
| 2.6 Luokittelu .....  | 20 |
| 2.6.1 Luokkarajat ja muuttujien yhteismitallistaminen .....   | 20 |
| 2.6.2 Muuttujien arviointi .....  | 20 |
| 2.6.3 Muuttujien yhdistäminen ja ekologinen luokittelu .....  | 21 |
| 2.7 Tulokset .....  | 21 |
| 2.7.1 Pohjaeläinistö .....  | 21 |
| 2.7.2 Tyypittelyn arviointi .....   | 22 |
| 2.7.3 Luokittelumuuttujien vaihtelu vertailu- ja testipaikoilla sekä yhteys veden laatuun .....       | 24 |
| 2.7.3.1 Taksonikoostumus .....  | 24 |
| 2.7.3.2 Runsaussuhteet .....  | 26 |
| 2.7.3.3 Tärkeät taksonomiset ryhmät .....   | 26 |
| 2.7.3.4 Muutosherkät taksonit .....   | 27 |
| 2.7.3.5 Monimuotoisuus .....  | 27 |
| 2.7.4 Luokittelu .....  | 30 |
| 2.7.5 Ekologisen tilan ajallinen vaihtelu .....   | 32 |
| 2.7.5.1 Perhönjoki .....  | 32 |
| 2.7.5.2 Kyrönjoki .....   | 36 |
| 2.8 Tulosten tarkastelu .....   | 37 |
| 2.8.1 Tyypittelyn toimivuus .....   | 37 |
| 2.8.2 Luokittelumuuttujat .....   | 39 |
| 2.8.2.1 Taksonikoostumus .....  | 39 |
| 2.8.2.2 Runsaussuhteet .....  | 41 |
| 2.8.2.3 Tärkeät taksonomiset ryhmät .....   | 41 |
| 2.8.2.4 Muutosherkät taksonit .....   | 41 |
| 2.8.2.5 Monimuotoisuus .....  | 42 |
| 2.8.2.6 Muuttujien yhdistäminen .....   | 42 |
| 2.8.3 Taksonominen erottelu .....   | 43 |
| 2.8.4 Luokittelun kehittämistarpeet .....   | 45 |
| 3. Lähdeluettelo .....  | 46 |
| 4. Liitteet .....   | 50 |

## JOHDANTO

Vesiekosysteemien tilan arviointi biologisten menetelmien avulla on yleistymässä ja etenkin virtavesien arviointimenetelmät ovat merkittävästi kehittyneet niin Euroopassa (esim. Wright ym. 2000, Oberdorff ym. 2001, 2002), Australiassa (esim. Smith ym. 1999) kuin Pohjois-Amerikassakin (esim. Plafkin ym. 1989, Karr 1991, Barton 1996, Bailey ym. 1998, Hill ym. 2000, McCormick ym. 2000). Biologiset muuttujat on viimein otettu huomioon myös eurooppalaisessa vesiensuojelulainsäädännössä. Vuonna 2000 voimaan tullut Euroopan Unionin vesipolitiikan puitedirektiivi (Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000) edellyttää kaikkia Unionin jäsenmaita tarkkailemaan vesiensä tilaa fysikaalis-kemiallisten ja hydromorfologisten ominaisuuksien ohella korostetusti eliöstön (levät, muut vesikasvit, pohjaeläimet ja kalat) perusteella.

Vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisessa ekologisessa luokittelussa sovelletaan vertailuololähestymistapaa (Hughes 1995, Reynoldson ym. 1997, European Commission 2003a), jossa ihmistoiminnan vaikutuksen alaisen vesistön biologisia, hydromorfologisia ja vedenlaatuominaisuuksia verrataan mahdollisimman samankaltaisten luonnontilaisten vertailupaikkojen vastaaviin ominaisuuksiin. Ekologisen tilan luokka määräytyy havaitun poikkeaman suuruuden perusteella. Tätä varten VPD edellyttää vesistöjen ryhmittelemistä luonnollisilta ominaisuuksiltaan yhtenäisiin tyypeihin ja vertailuolujen määrittelyä erikseen kullekin tyyppille. Vertailuolot kuvaavat luokittelussa käytettäviä muuttujien arvoja tyyppin luonnontilaisissa tai lähes luonnontilaisissa vesistöissä. Direktiivin mukainen ekologisen tilan arviointijärjestelmä on Suomessa uusi ja sen luotettava täytäntöönpano edellyttää mittavaa kehitystyötä.

Vuonna 2000 käynnistettiin Länsi-Suomen ympäristökeskuksen johtama, ympäristöministeriön sekä maa- ja metsätalousministeriön rahoituksella tuettu hanke ”Jokien tyypittely, luokittelu ja seuranta – jokien seurantajärjestelmän kehittäminen”, jonka tärkeimpänä tavoitteena oli VPD:n edellyttämän tyypittelyn ja luokittelun kehittäminen Suomen jokivesistöille. Tärkeimpinä yhteistyökumppaneina ovat olleet Jyväskylän yliopisto, SYKE ja alueelliset ympäristökeskukset sekä RKTL. Hanketta koordinoitiin yhdessä direktiivin toimeenpanoa varten perustetun, kaikkia pintavesiä käsittelevän ekologisen asiantuntijaryhmän kanssa.

Työssä pyrittiin ensisijaisesti tuottamaan olemassa oleviin, lähinnä biologisiin aineistoihin perustuvaa tutkimustietoa tyypittely- ja luokittelujärjestelmiin liittyvän hallinnollisen päätöksenteon pohjaksi. Lähinnä aineistojen saatavuudesta, osin voimavarojen suuntaamisesta johtuen työssä rajoituttiin kahteen eliöryhmään, pohjaeläimiin ja kaloihin. Samoista syistä luokittelua koskevassa työssä jouduttiin pohjaeläinten osalta suurelta osin rajautumaan koskiyhteisöjen tarkasteluun maantieteellisesti suppealla alueella (Kokemäenjoen- Saaristomerenselkämereen eli ns. Läntinen vesienhoitoalue). Kalatyössä oli käytettävissä koko maan kattavaa koskien sähkökalastusaineistoa. Tässä julkaisussa raportoidaan tiivistetysti tyypittelyn kehittämistä ja testaamista, sekä luokittelun kehittämistä koskevat työt keskeisimpine tuloksineen. Riista- ja Kalatalouden tutkimuslaitos on julkaissut erikseen artikkelin jokien kaloja koskevasta ekologisesta luokittelusta ([www.rktl.fi/?view=publications&id=5622](http://www.rktl.fi/?view=publications&id=5622)).

Kirjoittajat haluavat lämpimästi kiittää kaikkia työn valmisteluun osallistuneita ja erityiskiitokset Länsi-Suomen ympäristökeskuksen asiantuntijoille aineiston käsitteilyyn ja valintaan liittyvästä suuresta avusta.

# Osa I

## 1. Jokien rajaaminen ja tyypittely

### 1.1 Miten jokien tarkasteluyksikkö rajataan?

Yksinkertaisimmillaan joki muodostuu yläjuoksun pienimmistä puroista, jotka yhdistyvät suuremmiksi uomiksi päätyen lopulta mereen. Uomat voidaan hierarkkisesti luokitella esimerkiksi ns. Strahler-järjestelmän mukaisesti alkaen pienimmistä pysyvävetoisista, 1. luokan latvapuroista. Saman luokan uomien yhdistyessä luokka kasvaa yhdellä. Kukin uoma-osa voitaisiin rajata omaksi kokonaisuudekseen uomaluokan mukaisesti. Samankaltaista hierarkkista ajattelutapaa noudattaa myös valuma-alueiden jakovaiheisiin perustuva oma järjestelmämme (Ekholm 1993), missä jokea jaetaan alhaalta ylöspäin valuma-alueen koon mukaisesti pienempiin osiin.

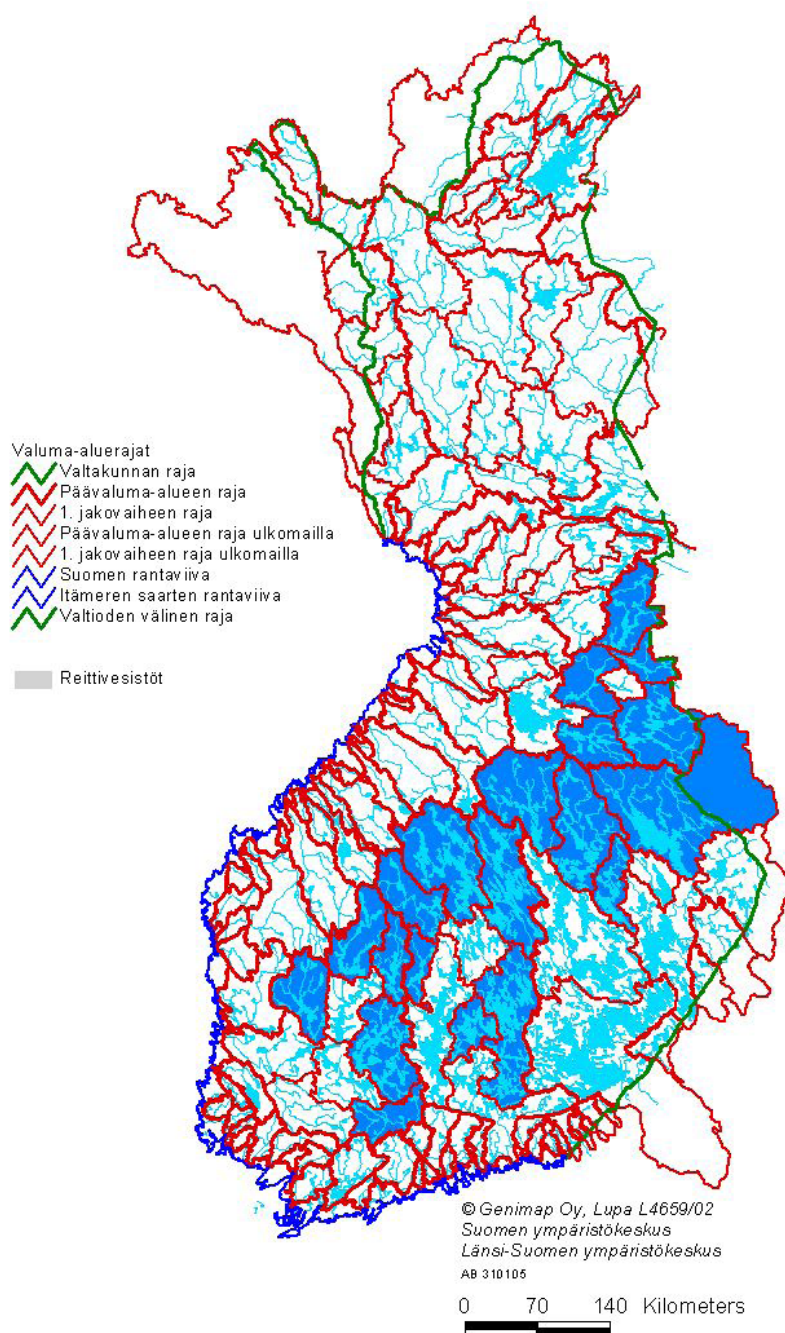
Lopullisia vesimuodostumia rajattaessa ja määritettäessä on pyrittävä yhtenäiseen käsittelytapaan. Rajauskäytännön on oltava riittävän tarkka ja luotettava, jotta se sallii tulosten käytön vesipuitteiden suoraan käyttöä tarkoituksiin (luokittelu, toimenpiteohjelmat ja raportointi) ja antaa mahdollisuuden vertailla eri alueiden (niin kansallisesti kuin kansainvälisestikin) vesienhoitoa keskenään. Maassamme toteutettu käyttökelpoisuusluokitus noudattaa rajausperiaatteeltaan jokien osalta varsin hyvin direktiivin linjaa: ensiksi on ”luontolähtöisesti” pyritty hahmottamaan uomakokonaisuuksia ja rajausta sitten täydennetty ihmisen aiheuttamien paineiden mukaan (so. eri käyttökelpoisuusluokkien lopullinen sijoittuminen uomanosiin) (EU Horizontal Guidance 2003).

Rajauksessa on päätettävä, kuinka pieni purokokonaisuus on syytä valita tarkasteluyksiköksi, eli vesienhoidon kannalta riittävän merkittäväksi itsenäiseksi osaksi jokijärjestelmää. Pienimpien uomien asema ei ole tyypittelyn ja rajauksen yleistämistä ajatellen aina sama, sillä pienet uomat voidaan jakaa ekologisesti ainakin neljään eri ryhmään:

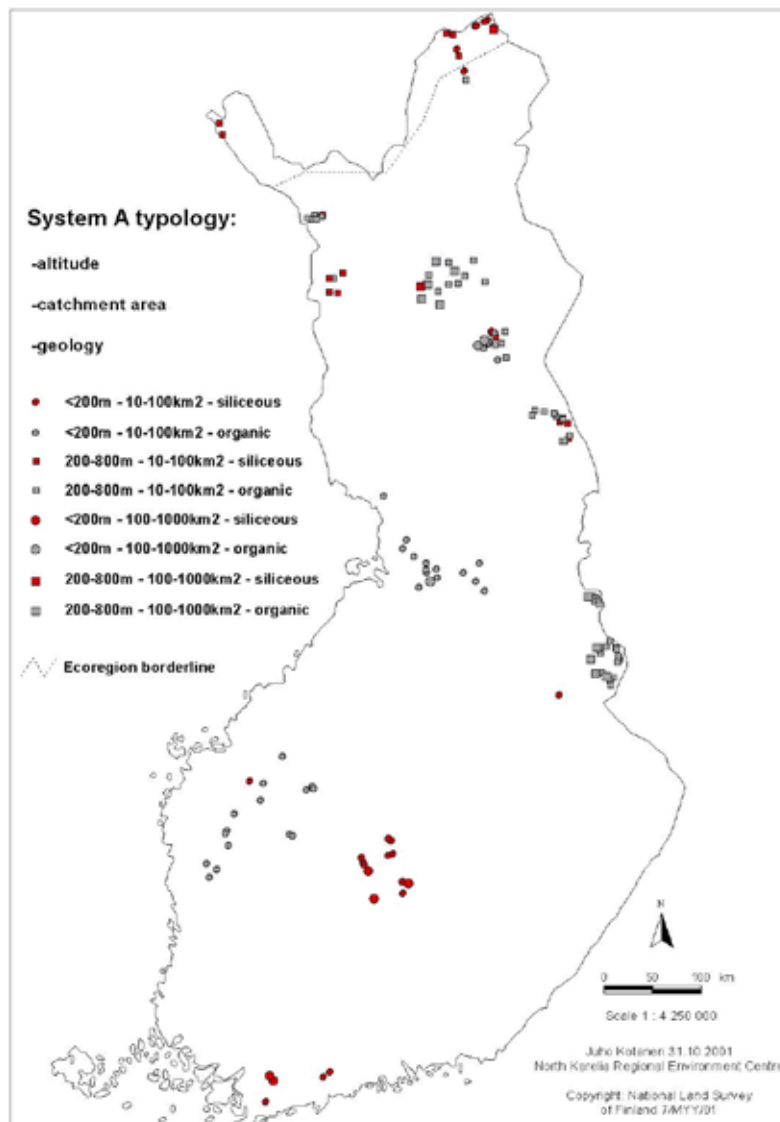
- a. tavanomaiset suurempien jokien yläjuoksun uomat
- b. pääuomaan alempana laskevat sivu-uomat
- c. rannikon pienuomat
- d. järviin laskevat pienuomat



Joen koon kasvaessa lisääntyy tarve jakaa uoma erillisiin tarkasteluyksiköihin, joki-jaksoihin, joko ympäristöpaineiden tai luonnon piirteiden (esim. geologia) vaihtelun perusteella. Suomelle tyypilliset reittivedet, järvien ja jokien yhdistelmät, hankaloittavat järvien välisten ja alapuolisten uomajaksojen käsittelyä — varsinkin kun niistä oleva ekologinen ja muu tieto ei ole toistaiseksi riittävä hyvien rajauserusteiden esittämiseksi. Reittivesissä järvien välisten uomaosuuksien rajaaminen erillisiksi vesimuodostumiksi on erikseen harkittava sen mukaan, miten ne täyttävät direktiivin asettamat rajausehdot. Teknisesti on mahdollista rajata kaikki tällaiset uomaosat erillisinä, vaikka näiden tyypittely edellyttääkin lisätarkasteluja (ks. myöh.). Yleisellä tasolla on maassamme (pääosin Ekholminkin julkaisussa) käsitelty reittivesikokonaisuuksia (Kuva1).



Kuva 1. Suomen reittivesistöjen (Ekholm, 1993) rajausta ja sijaintia. Tarkennukset kts. teksti.



Kuva 2. Tässä tutkimuksessa käytettyjen jokien pohjaeläinasemien maantieteellinen sijainti ja asemien sijoittuminen jokityyppiin.

Edelleen on joitakin rajausten erikoistapauksia, kuten vedenjakajan bifurkaatio-uomat, samasta järvestä mereen laskevat useat uomat ja vuodenaikaisesti kuivat luontaiset uomat, joiden osalta on tehtävä erillisiä rajauspäätöksiä.

Riippumatta rajaustavan periaatteista on sovittava johdonmukaisista menettelyistä rajauksen (sijainti ja nimeäminen) suorittamiseksi. Ongelmaksi tyypittelyssä ja siihen sidotussa luokittelussa voi muodostua se, että jokityypin vaihtumiskohta ei noudattele muilla perustein tehtyjä rajauksia. Tällöin on tehtävä kompromissipäätös siitä, mistä kohtaa rajatun jokiosan tyyppi määrätään, ja mitä osaa joesta määritetty tyyppi edustaa. Alustavasti tyypit voidaan rajata useimmissa tapauksissa joen yhtymäkohtien väliseksi uoman osaksi (ks. yllä) ja määritellä rajatun osan tyyppi alemman yhtymäkohdan mukaan. Muut määrittämenetelmät (esim. keskiarvoa tms. kuvaavat) ovat varsin hankalia käytännössä toteuttaa, vaikkakin mahdollisia. Koska joesta saatava ekologinen tieto on kuitenkin varsin pitkälle sidottu tiettyyn paikkaan uomajatkumossa, on luokittelussa tarvittavien vertailuolojen valintaa varten joka tapauksessa tiedettävä erikseen myös paikkasidonnainen tyyppi, mikä ei välttämättä vastaa koko uomanosan tyyppiä.



## I.2 Tyypittelyn taustaa

Jotta myös muuttuneiden vesistöjen alkuperäinen tyyppi ja siten oikea vertailutila voitaisiin tunnistaa, olisi tyypittelyn perustuttava ihmistoiminnasta mahdollisimman riippumattomiin kuvaajiin. Jotta luokittelutekijöiden vertailuarvot voitaisiin määrittellä riittävän tarkasti, tyypittelyn tulisi olla mielekäs, eli samaan tyyppiin kuuluvien vesistöjen tulisi olla luonnontilaisina olosuhteiltaan ja eliöstöltään kyllin samankaltaisia.

Pintavedet jaetaan VPD:ssä neljään kategoriaan, joista jokaisen tyypittelyjärjestelmän tulee perustua VPD:n liitteessä II kuvattuihin A- tai B-järjestelmään. A-järjestelmä sisältää rajatut määritelmät luonnonmaantieteellisistä alueista, korkeussuhteista ja valuma-alueen koosta sekä edellyttää tyypittelyn geologian perusteella. B-järjestelmään voidaan pakollisten, A-järjestelmään sisältyvien tekijöiden täydennykseksi sisällyttää lueteltujen joukosta sellaiset ”fysikaaliset ja kemialliset tekijät, jotka määräävät joen tai joen osan ominaispiirteet ja siten eliöyhteisön rakenteen ja koostumuksen” (Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000). B-järjestelmän käyttöönotto edellyttää, että se on erottelukyvyltään vähintään A-järjestelmän tasoinen (Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000).

Tyypittelyn kehittämisen ja arvioinnin ensimmäisessä vaiheessa käytettiin eri puolilta Suomea kerättyä lähes luonnontilaisiksi arvioitujen jokien, lähinnä HAPRO (Hämäläinen & Huttunen 1996) ja FIBRE (Heino ym. 2002) -projektien pohjainaineistoa. Joet edustivat A-järjestelmän mukaisia ”pieniä” (valuma-alue 10–100 km<sup>2</sup>) ja ”keskikokoisia” (100–1000 km<sup>2</sup>) jokia (Kuva 2).

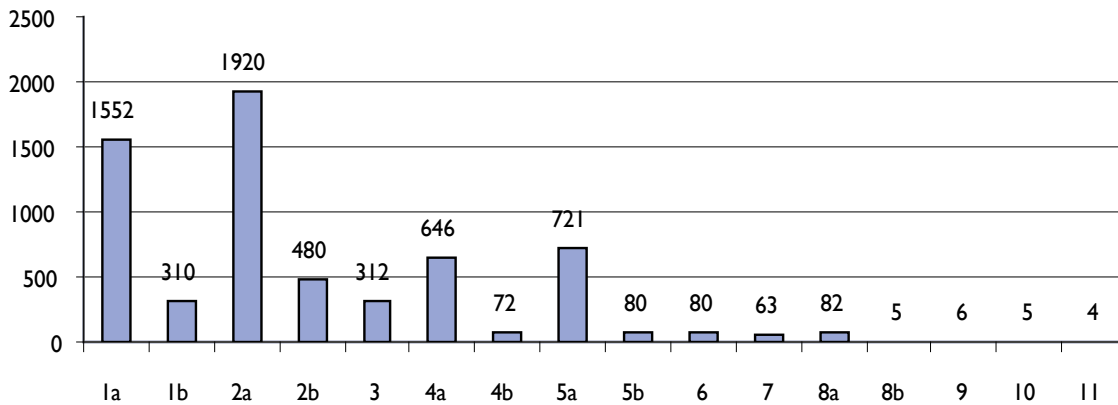
Tämän aineiston avulla pyrittiin alustavasti arvioimaan A-järjestelmän toimivuutta jokien erottelussa biologisesti mielekkäisiin ryhmiin. Tyypittelyä arvioitiin kahden biologisen muuttujan arvojen vaihtelun perusteella. Tyypittely noudatteli valuma-aluekoon ja korkeussuhteiden osalta täsmällisesti direktiivin A-järjestelmää. Geologiatekijälle direktiivi ei määrittele numeerisia tyypittelykriteerejä. Pohjautuen lähinnä ympäristöhallinnon tietokannoista kootuilla aineistoilla tehtiin veden laadun ja maankäytön yhteyksien tarkasteluihin päädyttiin erottelemaan joet ”orgaanisiksi” tai ”kvartsipitoisiksi” valuma-alueen turvemaasuuden perusteella, käyttäen raja-arvona 25%:n turvemaasuutta. Alustavat biologisiin aineistoihin pohjautuvat arviot osoittivat A-järjestelmän olevan tyydyttävä tyypittelyn ja luokittelun jatkotyöhön. Pitkälti näihin tarkasteluihin perustui SYKE:n ekologisen asiantuntijaryhmän alustava ehdotus Suomen jokityypittelylle (SYKE 2007, kts myös Vuori ym. 2006).

Ehdotuksen mukaan Suomen jokien tyypittelyjärjestelmän perusosat olivat (eko-alue no 22, VPD:n liite XI): valuma-alueen koko: 10–100 (pieni), 100–1000 (keskikokoinen), 1000–10000 (suuri) ja > 10000 km<sup>2</sup> (hyvin suuri); korkeussuhteet: > 200 (alanko), 200–800 (ylänkö) ja > 800 (vuoristo) m m.p.y.; geologia: valuma-alueen turvemaasuus < 25 % (kvartsipitoiset) ja ≥ 25 % (orgaaniset). Lisäksi lähinnä alueellisesti eroteltiin savialueiden joet (valuma-alueet 15–34; so. joet Taasianjoesta Euranjokeen muutamia poikkeuksia lukuunottamatta) (Kuva 3). Tämän perusteella voitiin Suomen joet, arvioiden että n. 20 % pienemmistä kahdesta valuma-aluekoosta esiintyi ylängöillä (Kuva 4) jakaa karkealla tasolla lukumääräisesti (Kuva 5).

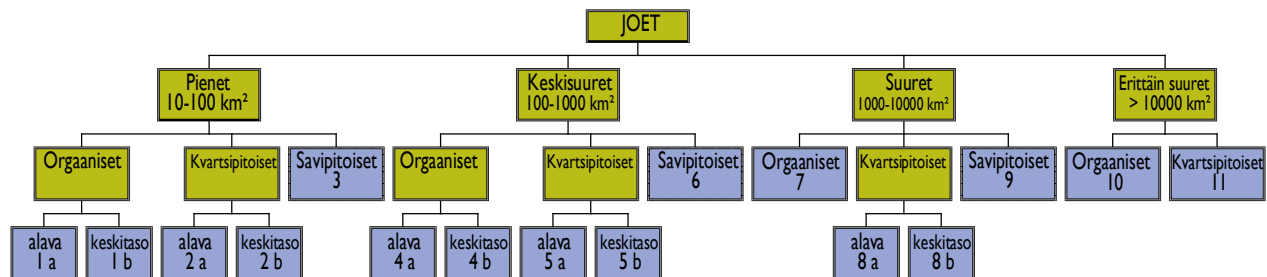
Koska valuma-alueiden maankäyttöluokitus sisältää ihmisen vaikutuksen (tyypittelyn täytyy olla ihmisestä riippumaton), on peltojen osuus huomioitava alkupeiräisten turve- ja kivennäismaasuuksien arvioinnissa esimerkiksi kaltevuustietojen perusteella. Esimerkiksi tasaiset peltomaat (kaltevuus < 0.5 %) voitaisiin luokitella alun perin turvemaiksi ja jyrkempiirteiset maat kivennäismaiksi (Katso myös SYKE 2007). Myllys & Sinkkonen (2004) ovat myös arvioineet maamme peltojen turve ja multamaiden alueellista jakautumista ja yleisyyttä.

Tarkennusta vaatii myös reittivesien, tässä tapauksessa niiden välisten uomaosuuksien, asema tyypittelyssä. Eräänä mahdollisuutena on yhdistää joki- ja järviyypittelyä siten, että valuma-alueen pinta-ala ja korkeussuhteet otetaan jokityypittelystä ja geologia korvataan yläpuolisen järven (tai järviyhmän) väriarvoilla orgaanisuuden

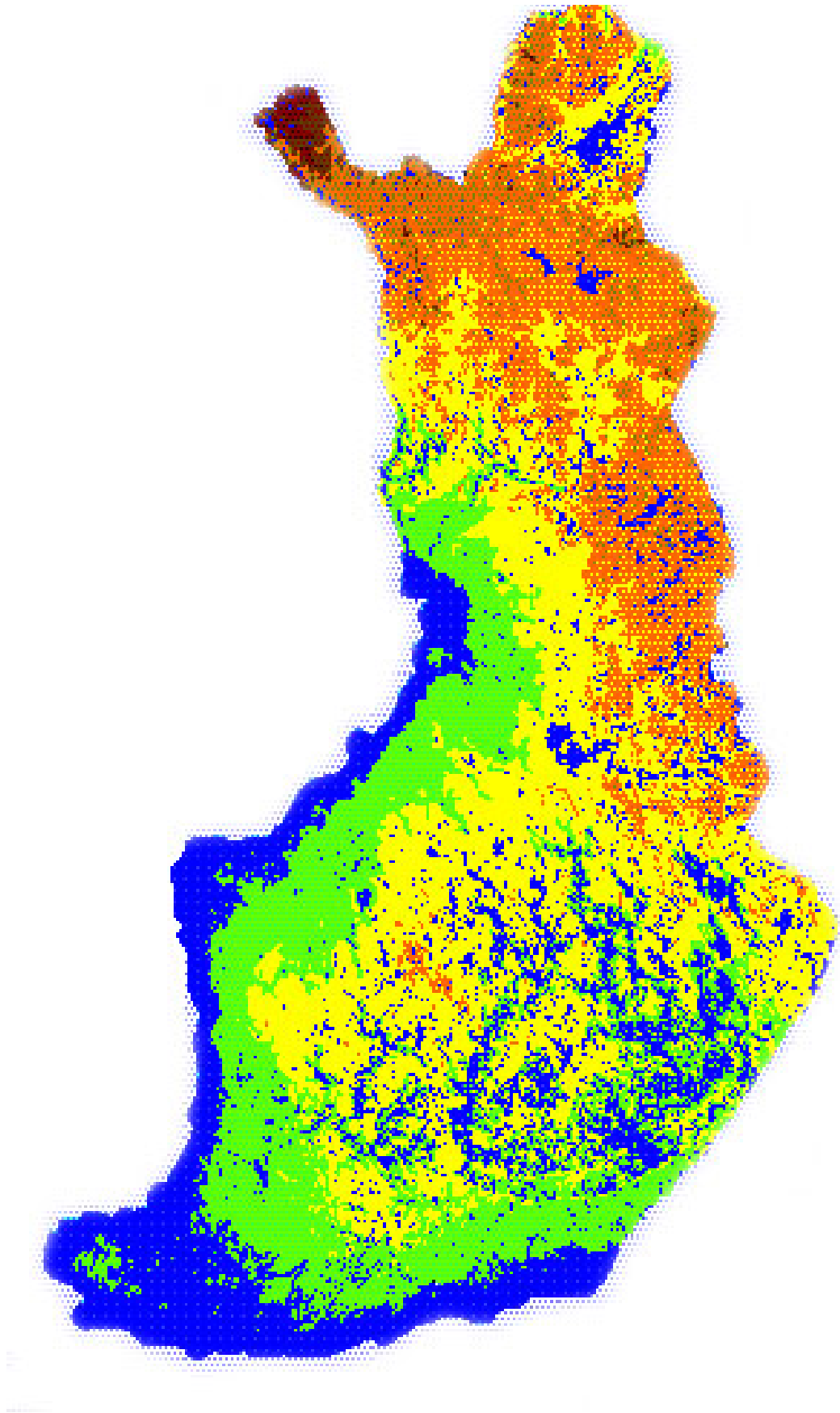
tulkitsemiseksi. Järvien tiedetään ainesten laskeutumisaltaana vaikuttavan alapuoliseen uomaan tehden siitä kirkasvetisemmän ja vähäravinteisemmän (SYKE 2007). Tämän takia esimerkiksi VEPS-laskelmiin perustuvat arviot antavat havaittuihin verrattuna jopa moninkertaisia ravinnepitoisuuksia järvien alapuolisiin uomiin. Järvivaikutuksen arviointi on vaikeaa olosuhteiden tapauskohtaisesti vaihdellessa, ja reittivesien hallitseminen tyypittelyssä on ilmeisesti mahdollista vasta jatkoselvitysten jälkeen.



Kuva 3. Jokivaluma-alueiden määrä jokityypeittäin (SYKE:n jokien valuma-aluejakoon perustuva aineisto, maankäyttöluokittain).



Kuva 4. Jokityypit Suomessa alustava kaavion mukaan. Myöhemmin tehdyt muutokset koskevat lähinnä nimityksiä ja tyyppien yhdistelemistä suuremmiksi kokonaisuuksiksi.



Kuva 5. Suomen korkeussuhteet. Vihreä 0-100 m, keltaoranssi 100-200 m ja ruskean sävyt >200 m meren pinnan yläpuolella olevat alueet.

# Osa II

## 2. Pohjaeläinperustainen jokien ekologinen luokittelu: harjoituksia Pohjanmaan jokiaineistoilla

### 2.1 Johdanto

Vesipuitedirektiivin mukaisessa ekologisessa luokittelussa keskeisimmässä asemassa ovat biologiset laatutekijät. Siksi tyypittelyn kehittämisen ja arvioinninkin tulee ensisijaisesti perustua biologisiin muuttujiin. Toisaalta biologisten laatutekijöiden ja niitä kuvaavien muuttujien valinta on luokittelujärjestelmän kehittämisen olennaisimpia tehtäviä. Tässä raportoitavan työn tavoitteena oli pohjaeläinaineistojen perusteella arvioida ehdotetun jokityypittelyn toimivuutta sekä erityisesti arvioida biologisia laatutekijöitä kuvaavien vaihtoehtoisten muuttujien soveltuvuutta ekologisen luokitteluun, eri muuttujien yhdistämistä luokittelua varten sekä muita luokitteluun liittyviä käytäntöjä.

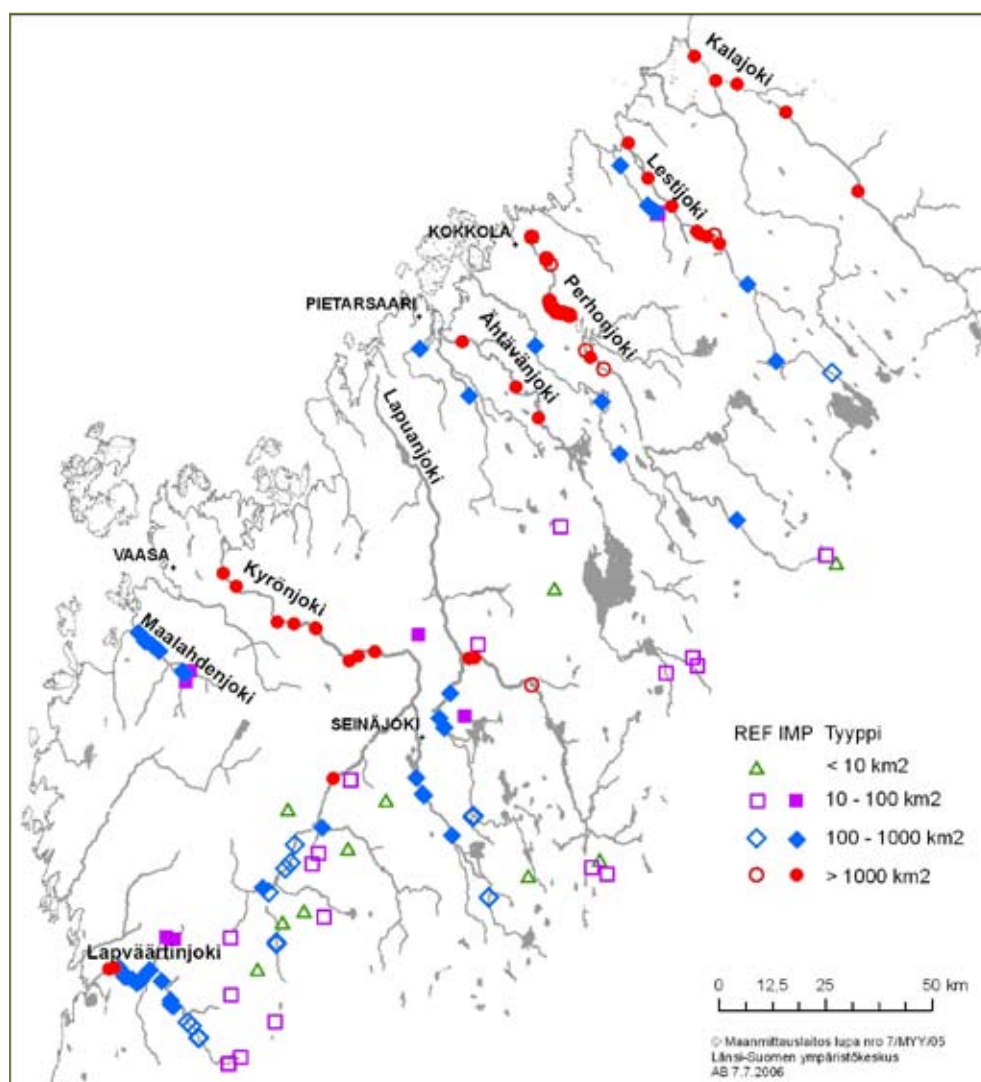
Koska vertailutilan täsmällisiä kriteerejä ei ole määritelty, eikä vesimuodostumien rajausperiaatetta päätetty, ei uusien biologisten aineistojen kerääminen tutkimusta varten ollut järkevää eikä käytössä olleilla resursseilla mahdollistakaan. Niinpä työssä tukeuduttiin olemassa oleviin, hajanaisiin ja monella tapaa puutteellisiin aineistoihin.

Aineisto on alueellisesti rajautunut ja siksi erityisesti tyypittelyn arviointia ajatellen riittämätön. Vertailutilakriteeristön puuttuessa ja toisaalta aineiston alueellisen ja muun ympäristövaihtelun niukkuudesta johtuen työssä ei ollut myöskään mahdollista arvioida tyydyttävästi tyyppikohtaisia vertailuoloja.

Työn pääpaino onkin luokittelutekijöiden ja -käytäntöjen kehittämisessä ja arvioinnissa.

### 2.2 Aineisto ja menetelmät

Aineisto koostuu 142 Länsi-Suomen koskipaikan pohjaeläinnäytteistä, vedenlaatu-näytteistä ja valuma-alueiedoista. Kohteet sijaitsevat pääosin ns. Läntisen vesienhoitoalueen vesistöalueilla, välillä Kalajoki - Lapväärtinjoki (Kuva 6). Paikat valittiin niiden koskien joukosta, joista oli saatavilla kelvollista pohjaeläinaineistoa.



Kuva 6. Pohjäläinhavaintopaikkojen sijainti ja jakautuminen neljään valuma-alueen kokotyyppiin, sekä vertailu- tai muutettujen paikkojen joukkoon.

## 2.2.1 Pohjäläinaineisto

Nymanin ym. (1986) ja Heinin ym. (2002) töissä kerätyt näytteet muodostivat suuren osan pohjäläinaineistosta. Lisäksi aineistoa koottiin lähinnä velvoitetarkkailuraportteista Länsi-Suomen ympäristökeskuksen toimesta (Lax & Nyman 1988, Nyman 1993, Latvala 1994, Nyman & Jokela 1994, Latvala 1998, Lax ym. 1998, Nissen & Latvala 1998, Kålx 2000, Heino & Juntunen 2001, Kananen 2001, Sivil & Tuhkanen 2001, Teppo ym. 2002, Mäenpää ym. 2004). Vuodenaikaisvaihtelun vähentämiseksi aineistosta poimittiin vain syksyllä (elo-lokakuu) kerätyt potkuhaavinäytteet (havaksen koko 0,3–0,5 mm), joita oli kattavimmin myös saatavilla. VPD-seurannoissa noudatettavia käytäntöjä ajatellen, seuranta todennäköisimmin perustuu yhteen syksyn näytteenottokertaan kunakin seurantavuonna, mikä myös puoltaa tehtyä valintaa. Pääosa näytteistä muodostui kolmesta rinnakkaisesta 30 sekunnin ”piste” -osanäytteestä (Nyman ym. 1986, Nyman 1995), loput olivat 2 minuutin (4 x 30 s) kokoomanäytteitä (Heino ym. 2002). Näytteet säilöttiin maastossa etanoliin ja näytteiden kaikki eläimet poimittiin ja määritettiin laboratoriossa.



Aineistojen taksonomian yhdenmukaistamiseksi tehtiin kompromisseja, joiden tuloksena erottelu heikentyi, mutta yhtenäinen aineisto saatiin pidettyä melko laajana. Puutteellisimmin määritetyt näytteet ensin poistettiin ja jatkotarkasteluihin valittiin vain ne, joissa määrittäminen oli tehty pääosin laji- tai sukutasolle (pois lukien harvasukasmadot, vesipunkit ja kaksisiipiset) (Liite I). ”Haamutaksonien” poistamiseksi eläinten varhaisimmat kehitysvaiheet tai muut yksilöt, joita ei ollut pystytty määrittämään tavoitetasolle, jaettiin kyseisen ryhmän (suvun tai heimon) määritettyjen taksonien (lajien tai sukujen) kesken niiden yksilömääräsuhteessa (Nyman ym. 1986). Sellaisten taksonien osalta, joiden määrittäytarkkuudessa oli epäyhtenäisyyttä tai sitä oli syytä epäillä, määrittäykset palautettiin ylemmälle taksonomiselle tasolle kaikissa näytteissä (lajit yhdistettiin sukuunsa tai suvut heimoonsa). Surviaissääskien (Chironomidae) toukat poistettiin kaikista tarkasteluista, koska niiden lukumäärät puuttuivat muutamista näytteistä. Ajallisia toistoja (näytteitä eri vuosilta) oli useilta näytteenottopaikoilta ja lopullinen aineisto koostui yhteensä 142 koskipaikan 243 näytteestä, jotka on kerätty vuosien 1979 ja 2000 välillä (Liite II).

Taksonomisen erottelun vaikutuksen arvioimiseksi eri muuttujiin ja luokittelutulokseen numeeriset analyysit (ks. alla) tehtiin soveltuvien osien kahdella määrittäytasolla: tarkimmalla (SPE, yhteensä 123 taksonia yleensä lajitasolle määritettynä lukuun ottamatta harvasukasmattoja, vesipunkkeja ja kaksisiipisiä) ja heimotasolla (FAM, 69 heimoa tai ylempää taksonia) (Liite I).

## 2.2.2 Taustamuuttujat

### 2.2.2.1 Valuma-alue tiedot

Jokien ja valuma-alueiden ominaispiirteet (VPD:n järjestelmä A:n mukaiset tekijät) selvitettiin ympäristöhallinnossa käytössä olevien paikkatietoaineistojen ja Arc View 3.2 GIS -ohjelman avulla. Jokien rajaamisessa ja pienempien jokien ja purojen digitoimisessa käytettiin Maanmittauslaitoksen vektoripohjaista rantaviiva 1:20 000 -aineistoa. Jokien korkeudet meren pinnasta laskettiin Maanmittauslaitoksen rasteripohjaisen korkeusmallin (25 m) avulla. Lisäksi jokien kaltevuudet laskettiin Maanmittauslaitoksen korkeusmallin avulla.

Valuma-alueiden rajat määritettiin käyttäen apuna numeerista Maanmittauslaitoksen PerusCD-karttapohjaa, korkeusmallia ja Suomen vesistöalueita koskevaa vektoritietoaineistoa (SYKE). Valuma-alueiden maanpeite ja maankäyttö, kuten turvemaasuus, laskettiin Maanmittauslaitoksen rasteripohjaisen Maankäyttö- ja puustotulkinta-aineiston (25 m) avulla yhdistämällä turvemaapitoiset luokat.

### 2.2.2.2 Vedenlaatu tiedot

Tiedot tutkimuspaikkojen vedenlaadusta (alkaliniteetti [ALK, mmol l<sup>-1</sup>], alumiini [AL, µg l<sup>-1</sup>], biologinen [BHK, mg l<sup>-1</sup>] ja kemiallinen [KHK, mg l<sup>-1</sup>] hapenkulutus, kiintoaine [TSS, mg l<sup>-1</sup>], kokonaisfosfori [Kok-P, µg l<sup>-1</sup>], kokonaistyppi [Kok-N, µg l<sup>-1</sup>], pH, rauta [FE, µg l<sup>-1</sup>], sameus [SAM, TUA FNU] ja johtokyky [JOHT, mS m<sup>-1</sup>]) saatiin Suomen ympäristökeskuksen HERTTA-tietokannasta.

Lähimpänä sijaitseva (mediaani etäisyys 1,4 km, vaihteluväli 0–15,4 km, n = 62) vedenlaadun tarkkailupiste edusti kunkin pohjaeläinhavaintopaikan vedenlaatua. Vedenlaatupaikan valinnassa varmistettiin, että merkittävää pistekuormitusta tai isoja sivujokia ei ollut tämän ja pohjaeläinhavaintopaikan välillä. Vedenlaatu tiedot kerättiin 1.4.–31.8. väliseltä jaksolta siltä vuodelta, jona pohjaeläinnäytteet oli otettu. Vedenlaatumittausten vaihtelevan ajallisen painottumisen kontrolloimiseksi laskettiin havainnoista ensin kuukausikeskiarvot ja niiden perusteella havaintojakson keskiarvo. Joidenkin vedenlaatumuuttujien osalta aineisto oli aukkoisen, mutta mitauksia oli kuitenkin suhteellisen tasaisesti kaikilta kesäkuukausilta, eniten touko- ja

elokuulta. Jos vedenlaatutietoa ei ollut pohjaeläinten näytteenottovuodelta saatavilla (14 havaintoa), käytettiin tietoja edelliseltä vuodelta. 25 paikalta (Heino ym. 2002) oli käytettävissä vain yksi vedenlaatumittaus, eikä näitä paikkoja käytetty pohjaeläin- ja vedenlaatumuuttujien yhteyksien tarkastelussa (ks. alla).

Yhtenäinen vedenlaatuaineisto saatiin koottua kaikkiaan 86 paikalle (Taulukko 1, ks. Liite VIII). Useat vedenlaatumuuttujat korreloivat keskenään voimakkaasti ja aineistolle tehtiin pääkomponenttianalyysi (PCA), käyttäen varimax-rotatointia pääkomponenttien tulkinnan helpottamiseksi. Neljää ensimmäistä pääkomponenttia käytettiin vedenlaadun kuvaajina pohjaeläinmuuttujien ja vedenlaadun välisen yhteyden tarkastelussa, jossa saman paikan vuositoistoista poimittiin satunnaisesti yksi analyysiin.

Taulukko 1. Pohjaeläinhavaintopaikkojen vedenlaatumuuttujien huhti-elokuun keskiarvo, jakson minimi ja maksimi näytteenottovuodelta jokityypeittäin. Mukana ovat vain ne pohjaeläinten havaintopaikat ja vedenlaatumuuttujat, joista tiedot oli kattavasti saatavilla ja joita käytettiin vedenlaatuaineistolla tehdyssä PCA:ssa (n = 86, alumiinipitoisuuksista ja biologisesta hapenkulutuksesta on tietoja pienemmältä määrältä paikkoja, n yliviitteenä). Muuttujien lyhenteiden selitykset; ks. teksti.

| Tyyppi<br>(F, km <sup>2</sup> ) |          | ALK<br>(mmol/l) | AL<br>(µg/l)[15] | BHK<br>(mg/l)[38] | KHK<br>(mg/l) | TSS<br>(mg/l) | Kok-P<br>(µg/l) | Kok-N<br>(µg/l) | pH        | FE<br>(µg/l) | SAM<br>TUA FNU | JOHT<br>(mS/m) | Värl.<br>(mg Pt/l) |
|---------------------------------|----------|-----------------|------------------|-------------------|---------------|---------------|-----------------|-----------------|-----------|--------------|----------------|----------------|--------------------|
| Vertailupaikat (REF)            |          |                 |                  |                   |               |               |                 |                 |           |              |                |                |                    |
| 0– (n = 1)                      |          | 0,20            | -                | -                 | 23,0          | 11,3          | 113             | 869             | 6,4       | 1710         | 14,6           | 5,1            | 200                |
| 10– (n = 3)                     | ka       | 0,13            | -                | 2,3               | 24,3          | 9,0           | 66              | 722             | 6,3       | 1503         | 7,1            | 4,2            | 198                |
|                                 | min–maks | (0,07–0,18)     | -                | (2–4)             | (16–32)       | (2,1–14)      | (22–113)        | (210–1100)      | (5,9–6,6) | (1000–1800)  | (2–14,6)       | (3,5–5,1)      | (150–240)          |
| 100– (n = 11)                   | ka       | 0,17            | 70               | 2,0               | 23,3          | 10,0          | 80              | 1015            | 6,4       | 1807         | 5,6            | 5,1            | 201                |
|                                 | min–maks | (0,03–0,49)     | (65–83)          | (1,4–2,4)         | (9,6–37)      | (1–80)        | (13–220)        | (370–1500)      | (5,5–7)   | (730–5000)   | (1,2–16)       | (2,8–10)       | (50–545)           |
| 1000– (n = 10)                  | ka       | 0,13            | 405              | 2,6               | 23,3          | 13,0          | 78              | 896             | 6,5       | 2927         | 7,4            | 4,8            | 255                |
|                                 | min–maks | (0,06–0,58)     | (260–560)        | (2–3,2)           | (6–36)        | (2,4–57,3)    | (50–129)        | (297–1760)      | (5,7–7)   | (1000–4410)  | (3,6–12,6)     | (2,5–28)       | (140–340)          |
| Muutetut paikat (IMP)           |          |                 |                  |                   |               |               |                 |                 |           |              |                |                |                    |
| 10– (n = 5)                     | ka       | 0,12            | -                | 2,5               | 26,1          | 29,4          | 114             | 1640            | 6,3       | 2760         | 18,8           | 13,5           | 209                |
|                                 | min–maks | (0,01–0,2)      | -                | (2–3)             | (20–35)       | (2,8–67)      | (70–260)        | (1400–2300)     | (4,6–7,3) | (2000–4600)  | (11–39)        | (7,3–34)       | (120–320)          |
| 100– (n = 32)                   | ka       | 0,12            | 2060             | 2,3               | 28,1          | 16,4          | 86              | 1191            | 6,1       | 2479         | 9,5            | 9,5            | 224                |
|                                 | min–maks | (0,01–0,6)      | (1300–3100)      | (2–4)             | (6,7–52)      | (1,2–194)     | (33–220)        | (170–3000)      | (4,3–7,4) | (800–9200)   | (1,3–117)      | (2,9–34)       | (60–400)           |
| 1000– (n = 24)                  | ka       | 0,16            | 1104             | 2,4               | 25,5          | 23,2          | 102             | 1286            | 6,3       | 2186         | 12,6           | 9,0            | 206                |
|                                 | min–maks | (0–0,6)         | (380–3800)       | (0,8–6)           | (6,7–39)      | (2,3–148)     | (4–461)         | (170–3100)      | (4,9–7,3) | (320–5800)   | (1,1–68)       | (2,9–18)       | (15–360)           |
| Kaikki paikat (REF ja IMP)      |          |                 |                  |                   |               |               |                 |                 |           |              |                |                |                    |
| (n = 86)                        | ka       | 0,14            | 1260             | 2,4               | 25,9          | 17,5          | 90              | 1167            | 6,2       | 2337         | 10,2           | 8,2            | 217                |
|                                 | min–maks | (0–0,6)         | (65–3800)        | (0,8–6)           | (6–52)        | (1–194)       | (4–461)         | (170–3100)      | (4,3–7,4) | (320–9200)   | (1,1–117)      | (2,5–34)       | (15–545)           |

## 2.3 Paikkojen ryhmittely

### 2.3.1 Tyypittely

Kukin koskipaikka ryhmiteltiin yhteen neljästä jokityypistä tässä raportissa kuvatun tyyppittelyjärjestelmän mukaisesti: korkeussuhteiden, valuma-alueen koon (F) ja geologian mukaan. Paikat edustivat ”hyvin pieniä” ( $F < 10 \text{ km}^2$ ), ”pieniä” ( $10\text{--}100 \text{ km}^2$ ), ”keskisuuria” ( $100\text{--}1000 \text{ km}^2$ ) ja ”suuria” ( $1000\text{--}10\,000 \text{ km}^2$ ) jokia. Pienin kokotyyppi ei ole edustettuna VPD:n A-järjestelmässä, eikä ehdotetussa Suomen jokityypittelyssä, mutta nämä purot pidettiin aineistossa ja tarkasteluissa erityisesti tulevia mallinnuskokeiluja silmällä pitäen. Kaikki paikat edustivat alankojokia, joiden korkeus merenpinnasta on alle 200 m. Paikkojen turvemaan osuus valuma-alueen pinta-alasta oli keskimäärin 35,2 % (17,3–65,1 %) (Taulukko 2). Useimmat paikat (117 = 82,4 %) kuuluivat siis orgaaniseen tyyppiin, kun valuma-alueen turvemaasuuden rajana pidetään 25 %. Koska suuri osa nykyisestä alueen viljelymaasta on ollut alun perin turvemaata, tyyppiteltiin kaikki valuma-alueet orgaanisiksi. Näin ollen koskipaikat edustivat 3 (4) valuma-alueen koon määräämää jokityyppiä.

### 2.3.2 Vertailu- ja testipaikat

Havaintopaikat jaettiin vertailupaikkoihin ja eri tavoin muutettuihin paikkoihin alustavien painetarkastelujen perusteella asiantuntijoiden (Länsi-Suomen Ympäristökeskus) arviona — täsmällisten perusteiden toistaiseksi puuttuessa. Vertailupaikkojen joukkoon (REF, engl. ”reference”) kelpuutettiin yhteensä 57 koskea (Taulukko 1, Liite II). Näihin paikkoihin ei katsottu kohdistuvan merkittävää veden laatua heikentävää kuormitusta, ja koskien ja lähijakson rakenteellinen ympäristö arvioitiin suhteellisen muuttumattomaksi. Osa vertailukohteista ei täyttänyt edes ”lähes häiriintymättömien olosuhteiden” vaatimusta, mutta joukko edustaa alueen vähiten muutettuja jokia ja se palvelee hyvin tämän työn pyrkimyksissä. Vertailupaikkojen valuma-alueen pinta-alasta oli viljeltyä keskimäärin 7,3 % (0–21,9 %, Taulukko 2).

Taulukko 2. Pohjaeläinhavaintopaikkojen valuma-alueetietoja vertailu- ja muutettujen paikkojen joukoissa jokityypeittäin. F = valuma-alueen pinta-ala, Kork = korkeus merenpinnasta, Kaltev. = uoman kaltevuus.

| Tyyppi (F, km <sup>2</sup> ) |          | Itä koord.        | Pohj. koord.      | F (km <sup>2</sup> ) | Kork. (m mpy) | Turvmaa (%) | Järvisyys (%) | Peltomaa (%) | Kaltev. (m/km) |
|------------------------------|----------|-------------------|-------------------|----------------------|---------------|-------------|---------------|--------------|----------------|
| Vertailupaikat (REF)         |          |                   |                   |                      |               |             |               |              |                |
| 0– (n = 10)                  | ka       | 3292214           | 6953639           | 5,8                  | 131,0         | 44,0        | 1,7           | 1,5          | 5,4            |
|                              | min–maks | (3249745–3385698) | (6917323–7012713) | (2,5–9,6)            | (85–195)      | (27,9–55,9) | (0–11,8)      | (0–6,3)      | (3,6–8,4)      |
| 10– (n = 19)                 | ka       | 3294581           | 6956733           | 38,2                 | 108,1         | 40,1        | 0,8           | 4,4          | 4,2            |
|                              | min–maks | (3242948–3383288) | (6895112–7094731) | (10,1–95,5)          | (32,5–180)    | (26,6–65,1) | (0–4,7)       | (0–10,2)     | (2–8,4)        |
| 100– (n = 15)                | ka       | 3271079           | 6937060           | 350,8                | 94,6          | 30,6        | 2,9           | 13,2         | 1,8            |
|                              | min–maks | (3233213–3384674) | (6901231–7057316) | (116,2–922,8)        | (75,8–140)    | (25,9–38,9) | (0,1–20,5)    | (3,3–21,9)   | (0,7–4,0)      |
| 1000– (n = 13)               | ka       | 3323405           | 7067886           | 2014,3               | 34,5          | 42,7        | 3,8           | 9,4          | 1,3            |
|                              | min–maks | (3314096–3357067) | (6984133–7089726) | (1082,1–2415,3)      | (2,5–71,9)    | (19,1–45,8) | (3,2–7,6)     | (8,6–15,2)   | (1–1,4)        |
| Muutetut paikat (IMP)        |          |                   |                   |                      |               |             |               |              |                |
| 10– (n = 8)                  | ka       | 3260614           | 6976666           | 48,1                 | 51,5          | 37,6        | 0,4           | 10,0         | 3,3            |
|                              | min–maks | (3228435–3343677) | (6924318–7095024) | (11,4–85,2)          | (20–80,3)     | (17,3–53,6) | (0–0,9)       | (0–19,5)     | (2–5,6)        |
| 100– (n = 43)                | ka       | 3271337           | 6984155           | 547,0                | 36,2          | 33,3        | 2,3           | 12,5         | 2,1            |
|                              | min–maks | (3217241–3371565) | (6908622–7105865) | (117,7–997,5)        | (0–115,0)     | (21,3–50,2) | (0,1–12,8)    | (5,3–27,9)   | (0,9–4,0)      |
| 1000– (n = 38)               | ka       | 3308850           | 7048984           | 2545,8               | 26,8          | 32,7        | 3,9           | 14,4         | 1,2            |
|                              | min–maks | (3215019–3390864) | (6917349–7131624) | (1028,2–4835,2)      | (0–75)        | (18,8–45,7) | (0,5–11,5)    | (8,6–24,1)   | (0,9–2,2)      |

Viiden vertailupaikan valuma-alueen viljelyala oli yli 15 %. Vertailukosket jakautuivat jokityyppeihin (kokoluokkiin) seuraavasti: 10 kpl < 10 km<sup>2</sup>, 19 kpl 10–100 km<sup>2</sup>, 15 kpl 100–1000 km<sup>2</sup> ja 13 kpl 1000–10000 km<sup>2</sup>.

Loppuihin koskipaikkoihin kohdistui merkittäväksi arvioitua vedenlaatua muuttavaa kuormitusta tai paikkojen hydrologisia tai rakenteellisia oloja oli merkittävästi muutettu. Nämä koskipaikat muodostivat muutettujen kohteiden joukon (IMP, engl. "impacted"). Joidenkin koskipaikkojen varhaisimmat havainnot ryhmiteltiin vertailuaineistoon ja myöhemmät havainnot muuttuneiden kohteiden aineistoon johtuen ihmistoiminnan aiheuttamista muutoksista ensimmäisen pohjaeläinnäytteenoton jälkeen (ks. myös seuraava kappale). IMP-aineistoa oli kaikkiaan 89 kohteesta, joista 8 edusti pieniä, 43 keskisuuria, ja 38 suuria jokia. Pienimmästä kokoluokasta ei ollut aineistossa muutettuja kohteita. Monilta paikoilta oli näytteitä useammalta vuodelta.

### 2.3.3 Aikasarja-aineistot

Kyrönjoen ja Perhonjoen yhteensä 10 koskipaikalla tarkasteltiin pohjaeläimistön perusteella arvioidun ekologisen tilan ajallista vaihtelua (Liite IX). Kultakin paikalta oli 5–11 havaintoa vuosilta 1980–2002. Näitä aikasarjapaikkoja vastaavat vedenlaatatiedot (Liite IX) haettiin Hertasta koko tarkastelujaksolle ja muuttujille laskettiin vuosikeskiarvot.

Kyrönjoella merkittävin paine on alunamaiden maankäytöstä johtuva happamointumisen, mutta myös merkittäviä hydromorfologisia muutoksia on tehty. Perhonjoen aikasarjasta arvioitiin lähinnä hydromorfologisen muutoksen vaikutusta pohjaeläimistöön, koska Perhonjoen pohjaeläimistöä on tutkittu suhteellisen kattavasti ennen ja jälkeen Kaitforsin voimalaitoksen käyttöönoton v. 1982. Tosin myös joen veden laatu on vaihdellut tarkastelujakson aikana. Myös aikasarjapaikkojen vedenlaatuaineistolle (kaikki vedenlaadun näytteenottovuodet) tehtiin PCA pohjaeläinmuuttujien ja vedenlaadun välisen yhteyden tarkastelemiseksi. PCA tehtiin erikseen Kyrönjoen ja Perhonjoen aineistoilla.

Perhonjoen varhaisimpien, ennen Kaitforsin voimalan rakentamista kerättyjen näytteiden katsottiin vastaavan vertailuolaja, samoin kuin kaikkien voimalaitoksen yläpuolella sijaitsevan Nikulan havaintojen. Vuotta 1982 myöhemmät Nikulan alapuoliset havainnot edustivat säännöstelyn kohteena olevia paikkoja. Kaitforsin ja Sloten vuoden 1980/82 näytteet eivät olleet mukana vertailuolajien määrittelyssä (ks. kappale 2.3.2), vaan ne jätettiin mallin ulkopuolelle arviointipaikoiksi.

## 2.4 Tyypittelyn testaus

Tyypittelyn toimivuutta arvioitiin visuaalisesti epämetriseen moniulotteiseen pisteytykseen (nonmetric multidimensional scaling, NMS) perustuvan ordinaation avulla. Tyypittelyn ollessa toimiva, lähellä luonnontilaa olevien vertailukoskien tulisi erottua pohjaeläinyhteisöjen koostumukseen perustuvassa ordinaatiotilassa jokityypin mukaisesti: samaa tyyppiä olevien koskien lähelle toisiaan ja erilleen muista. Lisäksi ordinoitiin kaikki (myös IMP) kohteet tyyppikohtaisesti jotta voitiin tarkastella muutettujen paikkojen yhteisöjen erottumista vertailutilaa vastaavista yhteisöistä. Mahdollisista vuositoistoista analyysiin valittiin satunnaisesti yksi kultakin paikalta. NMS-ordinaatiot tehtiin PC-Ord-ohjelmiston (versio 4.35, McCune & Mefford 1999) AutoPilot-valinnalla ("slow and thorough", 40 ajoa, 50 ajoa satunnaistetulla aineistolla) käyttäen log (x+1) -muunnettuja yksilömääriä ja Bray-Curtisin etäisyysmittaa. Ohjelman suosittelema ratkaisu (ulottuvuuskien määrä) valittiin kuvan piirtoon.

Tyypittelyä arvioitiin lisäksi laatu muuttujien vertailuolovaihtelun perusteella (ks. alla). Tyypittelyn ollessa toimiva ja tarjotessa edellytykset tilaluokitukselle, tyyppin

sisäisen luonnollisen biologisen vaihtelun tulisi olla vähäistä. Käytännössä biologisten laatumuuttujien arvojen (niihin liittyvien laatusuhteiden) vaihtelun vertailupaikkojen joukossa tulisi olla riittävän pientä kussakin jokityypissä, erityisesti suhteessa muuttujan mahdolliseen kokonaisvaihteluun.

## 2.5 Luokittelutekijöitä kuvaavat muuttujat

Direktiivin mukainen jokien ekologinen tila määräytyy ohjeellisesti liitteessä V lueteltujen luokittelutekijöiden ja kriteereiden perusteella. Pohjaeläimiin liittyvät tekijät ilmenevät tyydyttävän tilan ohjeellisesta määritelmästä:

- i) Taksonikoostumus ja runsaussuhteet eroavat kohtalaisesti tyypille ominaisista yhteisöistä
- ii) Tärkeitä taksonomisia ryhmiä puuttuu verrattuna tyypille ominaisiin yhteisöihin
- iii) Muutosherkkien taksonien ja epäherkkien taksonien suhde sekä monimuotoisuustaso ovat merkittävästi pienempiä kuin tyypille ominainen taso ja merkittävästi pienempiä kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa.

Tilan määrittelyn tulisi siis perustua viiteen eri yhteisörakennetta kuvaavaan luokittelutekijään: 1. taksonikoostumus, 2. taksonien runsaussuhteet, 3. taksonomisten pääryhmien esiintyminen, 4. muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde ja 5. monimuotoisuustaso.

Biologiset tekijät sekä niihin liittyvät sanalliset luokitusperusteet (”kohtalaisesti”, ”tärkeitä”, ”merkittävästi”) ovat tulkinnallisia. Direktiivi edellyttääkin ekologisen tilan luokittelun perustuvan numeeriseen ekologiseen laatusuhteeseen (Ecological Quality Ratio, EQR), joka on havaittujen luokittelumuuttujien arvojen (observed = O) suhde näiden suureiden arvoihin vertailuololoissa (odotusarvot, expected = E) (direktiivin liite V, 1.4.1.):

$$EQR_{\text{muuttuja}} = \frac{\text{havaittu arvo}}{\text{odotusarvo}} = \frac{\text{observed (O)}}{\text{expected (E)}} \quad \text{(Kaava 1)}$$

Numeeristen EQR-arvojen käyttö ei poista luokittelun mielivaltaisuutta, mutta mahdollistaa objektiivisuuden. Biologisille lautekijöille on ensin valittava niitä kuvaavat suureet siten, että vertailuarvot eli tyyppikohtaiset odotusarvot (expected, E) voidaan numeerisesti määrittellä ja arvioitavien jokien vastaavat havaitut arvot (observed, O) näihin rinnastaa. Suureita kutsutaan direktiiviterminologiassa muuttujiksi. Laatusuhde tulee ilmaista siten että erinomaista tilaa vastaavat arvot ovat lähellä yhtä ja huonoa tilaa vastaavat arvot lähellä nollaa ja vaihteluväli (0–n.1) tulee jakaa viiteen vaadittuun tilaluokkaan.

REFCOND-työryhmä (European Commission 2003a) on antanut kullekin eliöryhmälle ehdotuksen luokittelutekijöistä ja niitä mittaavien muuttujien arvoihin perustavista luokkarajoista. Nämä, kuten kaikki vaihtoehtoiset muuttujat ja luokitteluperusteet edellyttävät aineistoihin perustuvaa arviointia. Tässä työssä pyrittiin mittaamaan kaikkia ohjeellisia luokittelutekijöitä aineistojen sallimissa puitteissa.

Erinomaista ekologista tilaa vastaava, tyyppikohtainen vertailuarvo — eli odotusarvo ilman ihmistoiminnan aiheuttamaa häiriötä — arvioitiin kullekin pohjaeläinmuuttujalle vertailupaikkojen keskiarvona, ellei toisin ilmaista. Odotusarvot laskettiin erikseen lajitason ja heimotason aineistosta. Muuttujat jaoteltiin sen mukaan, mitä luokittelutekijää muuttujan ajateltiin kuvaavan parhaiten (Taulukot 4 ja 5). Kokeiltujen muuttujien määrä vaihteli luokittelutekijästä riippuen, mutta kutakin tekijää



kuvaamaan valittiin yksi muuttuja jäljempänä (kpl 2.6.2) esitetyn perustein. Valitut viisi muuttujaa yhdistämällä saatiin yksi EQR-arvo ja sen mukainen pohjaeläinperustainen ekologisen tilan arvio.

Muuttujien laskenta ja uudelleenskaalaus yhdistämistä varten (ks. kpl. 2.6) suoritettiin pääosin MS Exceliin rakennettujen laskentataulujen ja makrojen avulla. Muuttujia laskettiin myös AQEM-projektin (<http://www.aqem.de/start.htm>) ohjelmistolla (AQEM assessment software version 2.3). Alustavien vertailujen perusteella selvästi heikoimmat muuttujavaihtoehdot karsittiin pois jatkotarkasteluista eikä niitä raportoida tässä.

**A)** Taksonikoostumusta (direktiivin englanninkielisessä versiossa "composition of taxa") kuvaamaan laskettiin Tyypipiiminaisten Taksonien esiintymiseen liittyvä O/E-suhde (Hämäläinen ym. 2002); TT. Tämä tapa rinnastaa havaittu taksonikoostumus odotettuun on analoginen esim. RIVPACS-mallinnuksessa (Wright ym. 1984, Wright ym. 2000) sovellettuun ja siinä käytetään tietoa taksonin (i) esiintymisestä (i = 1) ja puuttumisesta (i = 0). Kunkin taksonin esiintymistodennäköisyys tyypin k häiriintymättömässä joessa (j\*) arvioitiin vertailupaikoilla (j<sub>0</sub>) todettujen esiintymisten lukumäärän suhteena vertailupaikkojen kokonaismäärään

$$P_{kj} * i = \frac{\sum k_{j_0} i}{\sum k_{j_0}} \quad (\text{Kaava 2})$$

Tyypipiimainaisiksi taksoniksi katsottiin sellaiset, joiden  $P_{kj} * i \geq$  kriittinen  $p(p_c)$ ; eli taksonit joita esiintyi vähintään  $p_c * 100$  %:lla vertailupaikoista. Koska monien tyypipiimainaisien taksonien esiintymistodennäköisyys on pienempi kuin 1, ei niiden kaikkien esiintymistä voida odottaa missään joessa, vaan lukumäärän odotusarvo vertailutilassa

$$E k_{j_0} * i = \sum P_{kj} * i \mid P_{kj} * i \geq p_c \quad (\text{Kaava 3})$$

Mille tahansa tyyppiin k kuuluvalla joelle j havaittu tyypipiimainaisien taksonien lukumäärä

$$O k_{ji} = \sum k_{ji} \mid P_{kj} * i \geq p_c \quad (\text{Kaava 4})$$

ts. niiden havaittujen taksonien lukumäärä, joiden esiintymistodennäköisyys vertailutilassa on vähintään  $p_c$ . Taksonikoostumuksen ekologinen laatusuhde

$$EQR_{TT} = \frac{O k_{ji}}{E k_{j_0} * i} \quad (\text{Kaava 5})$$

$P_c$ -arvon vaikutuksen tutkimiseksi ja sopivimman arvon valitsemiseksi laskettiin TT-muuttujalla kaikki EQR:t  $p_c$ -arvoilla 0,1–0,8 (0,1 yksikön välein).

**B)** Taksonien runsaussuhteiden (engl. "abundance of taxa") kuvaamiseen kokeiltiin "suhteellista mallinkaltaisuutta" PMA (Percent Model Affinity) (Novak & Bode 1992, Barton 1996). PMA-menetelmässä verrataan arvioitavaa jokea edustavan näytteen yksilöiden suhteellista jakautumista taksonien kesken "malli-" eli vertailuyhteisöön. Vertailuyhteisössä kunkin taksonin osuus on vertailujokien ko. taksonin osuuksien keskiarvo. Mallinkaltaisuuden mittana on prosenttinen samankaltaisuus (PS)

$$PS = PMA = 100 - 0,5 \sum |a_i - b_i| = \sum \min(a_i, b_i) \quad \text{(Kaava 6)}$$

missä  $a_i$  on taksonin  $i$  suhteellinen osuus (%) vertailuyhteisössä ja  $b_i$  saman taksonin osuus arvioitavan kohteen näytteessä summan käydessä yli kaikkien taksonien. Koska pohjaeläinaineisto ei perustu kvantitatiiviseen näytteenottoon, eikä pyyntiponnistus ole hyvin vakioitu, ei runsauksiin perustuvien muuttujien käytölle ollut hyviä edellytyksiä. Runsauden muuttujana kokeiltiin kuitenkin kokonaisuksilömäärää (YKSM).

C) Tärkeiden (engl. "major") taksonomisten ryhmien esiintymistä tai puuttumista mitattiin laskemalla O/E-suhde (TT[R]) A-kohdassa kuvatulla menettelyllä käyttäen aineistoa, jossa eläimet oli jaettu seuraaviin 16, lähinnä lahkotason päätaksoniin: Bivalvia, Coleoptera, Crustacea, Diptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Hydrachnellae, Lepidoptera, Megaloptera, Odonata, Oligochaeta, Plecoptera, Trichoptera ja Turbellaria. Ryhmäkoostumus-muuttuja laskettiin myös eri  $p_c$ -arvoilla optimaalisen  $p_c$ :n löytämiseksi.

D) Muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhdetta kuvaamaan laskettiin kolme muuttujaa: EPT% (EPTp), EPT/Muut (EPTm) ja ASPT. Näitä indeksejä kokeiltiin mielekkäämmän yleisen "herkkyysluokituksen" puuttuessa. EPT% laskettiin EPT-taksonien [Ephemeroptera (päivänkorennot), Plecoptera (koskikorennot) ja Trichoptera (vesiperhoset)] prosenttiosuutena kokonaistaksonimäärästä. EPT/Muut-muuttuja laskettiin EPT-taksonien lukumäärän ja muiden kuin EPT-taksonien lukumäärän osamääränä. EPT-ryhmiä pidetään yleisesti herkkinä erilaisille muutoksille (esim. Eaton & Lenat 1991, Lenat & Penrose 1996, Wallace ym. 1996). ASPT-indeksi (Average Score Per Taxon, Armitage ym. 1983) perustuu pohjaeläinheimojen herkkyteen orgaaniselle kuormitukselle ja sitä on käytetty etenkin alkuperämaassaan Isossa Britanniassa. ASPT lasketaan BMWP (Biological Monitoring Working Party) -pisteytykseen perustuen niin, että heimojen saamien BMWP-pisteiden summa jaetaan näytteen sisältämien BMWP-heimojen lukumäärällä. BMWP pisteet ovat kokonaislukuja väliltä 1–10, herkkimpien lajien saadessa arvon 10. Jokainen heimo, jossa on havaittu yli kaksi yksilöä, lasketaan mukaan. ASPT-indeksi ei välttämättä ole sellaisenaan Suomen oloihin soveltuva, mutta se on yleisesti käytetty ja myös pohjoismaiseen jokien luokittelun interkalibrointiin (European Commission 2003b) valittujen muuttujien (Intercalibration Common Metrics) joukossa. Koska ASPT-indeksin teoreettinen minimi on 1 (harvasukasmadot saavat pistearvon 1), vähennettiin ASPT-indeksistä 1 ennen EQR:ien laskemista (jolloin miniarvoksi saadaan 0).

E) Monimuotoisuuden kuvaajina kokeiltiin taksonilukumäärää (S) ja kahta diversiteetti-indeksiä: Shannon-Wiener-indeksi (Shannon & Weaver 1949)

$$D_{S-W} = - \sum_{i=1}^S \left( \frac{n_i}{A} \right) \cdot \left( \frac{n_i}{A} \right) \quad \text{(Kaava 7)}$$

jossa  $S$  = näytteen taksonilukumäärä,  $n_i$  = taksonin  $i$  yksilörunsaus ja  $A$  = näytteen yksilörunsaus, sekä Margalef-indeksi (Margalef 1984)

$$D_M = \frac{(S - 1)}{\ln(A)} \quad \text{(Kaava 8)}$$

## 2.6 Luokittelu

### 2.6.1 Luokkarajat ja muuttujien yhteismitallistaminen

Luokkarajojen määrittelyssä kokeiltiin esimerkinomaisesti yhtä REFCOND-ehdotusta, jonka mukaan erinomaisen ja hyvän ekologisen tilan raja (EQReh) kiinnitettiin tyyppikohtaisesti vertailupaikkojen muuttuja-arvojen jakauman 10. % -pisteeseen ja jäljelle jäävä tila 0–EQReh jaettiin tasavälisesti 4 luokkaan. Jakauman 10. % -piste estimoitiin Excel-ohjelmalla. Näin — kuten lopulta miten tahansa — päätetyt luokkarajat ovat mielivaltaisia, mutta lähestymistapa noudattaa direktiivin asettamaa periaatetta siinä, että rajat määräytyvät pelkästään vertailuarvoihin suhteutetun poikkeaman perusteella. EQR-arvot ja luokkarajat laskettiin ensin erikseen kullekin muuttujalle kussakin tyyppissä. Koska samat EQR-arvot voivat vastata eri muuttujilla eri ekologista luokkaa arvojen vertailuolojakaumasta riippuen, muuttujakohtaisten arvojen yhdistämiseksi koko biologista elementtiä koskevaksi tila-arvioksi muuttujat on ensin yhteismitallistettava. Tässä tehtiin muuttujien jatkuva uudelleenskaalaus, jonka avulla kaikki muuttujat palautettiin yhteismitalliselle luokitteluasteikolle. Kunkin muuttujan alkuperäinen EQReh kiinnitettiin ensin arvoon 0,8, alkuperäinen 0 arvoon 0 ja 1 arvoon 1, mihin perustuen alkuperäiset arvot uudelleenskaalattiin lineaarisesti:

- 1)  $EQR_{lopull.} = b_1 \cdot EQR_{alkup.} = (0,8 / EQReh) \cdot EQR_{alkup.}$ , jos  $EQR_{alkup.} < EQReh$
- 2)  $EQR_{lopull.} = a + b_2 \cdot EQR_{alkup.}$ , jos  $EQR_{alkup.} > EQReh$ .

Vakio  $a$  ja kerroin  $b_2$  saadaan sovittamalla pisteet (EQReh, 0,8) ja (1, 1) yhdistävä suora, jolloin  $b_2 = 0,2 / (1 - EQReh)$  ja  $a = 1 - b_2$ .

Käytännössä siis vakioitiin kunkin muuttujan alkuperäinen 0–EQReh väli välille 0–0,8 ja väli EQReh–1 välille 0,8–1 lineaarisesti ”venyttämällä” tai ”supistamalla” alkuperäisiä välejä. (Myös 1–maksimiarvo-väli venyy tai supistuu riippuen siitä onko alkuperäinen EQReh suurempi vai pienempi kuin 0,8). REFCOND-periaatteen mukainen luokitus uudelleenskaalattujen arvojen perusteella on tasavälinen, mikä helpottaa tulkintaa sekä muuttujien välistä vertailua ja yhdistämistä. Laskuesimerkki EQR-arvojen laskennasta ja uudelleenskaalauksesta on esitetty liitteessä X.

### 2.6.2 Muuttujien arviointi

Muuttujien sopivuutta tilaluokitteluun arvioitiin seuraavin kriteerein:

#### 1. Vertailuolovaihtelu:

Mitä pienempi oli muuttujan EQR-arvojen vaihtelu vertailuoloissa, sitä paremmaksi muuttuja arvioitiin.

#### 2. Muutettujen paikkojen erottuminen vertailuoloista:

Mitä selkeämmin muutettujen paikkojen ekologisen laatusuhteen arvot poikkesivat vertailuarvoista, sitä paremmaksi muuttuja katsottiin. Muuttuneiden paikkojen erottumisen arvioinnissa käytettiin vertailuolovaihtelun perusteella skaalattujen EQR-arvojen (ks. edellä) keskiarvoa. Mitä pienempi arvo on, sitä voimakkaammin muuttuneet paikat keskimäärin erottuvat vertailutilasta. Lisäksi erottumista arvioitiin luokitustuloksen perusteella. Mitä useammin ja mitä selvemmin muutetun paikan ekologinen luokka oli erinomaisen alapuolella, sitä herkemmin muuttujan avulla kyettiin erottelemaan paikan muuttuneisuus.

### 3. Yhteys veden laatuun:

Mitä voimakkaampi yhteys havaittiin ihmistoiminnan vaikutusta kuvaavien vedenlaatumuuttujien ja pohjaeläinmuuttujien välillä, sitä paremmaksi pohjaeläinmuuttuja arvioitiin ekologista luokittelua varten (ks. tarkemmin kappale 2.2.2.2).

#### 2.6.3 Muuttujien yhdistäminen ja ekologinen luokittelu

Jokaista VPD:n mukaista viittä luokittelutekijää kuvaamaan valittiin edellisten kriteerien perusteella yksi muuttuja ekologista luokittelua varten. Valitut muuttujat yhdistettiin laskemalla keskiarvo ( $= EQR_{ka}$ ) yhteismitallistetuista EQR-arvoista. Tämän jälkeen  $EQR_{ka}$  uudelleenskaalattiin yllä kuvatulla menetelmällä tulkinnan helpottamiseksi ja vertailtavuuden säilyttämiseksi. Luokittelua kokeiltiin tässä sekä yksittäisillä muuttujilla että niiden keskiarvolla. Yhteismitallistamisen avulla ekologisen tilan luokkarajat määräytyivät kaikille muuttujille ja niiden skaalatulle keskiarvolle ( $EQR_{ka}$ ) tasavälein seuraavasti:

|             |                      |
|-------------|----------------------|
| Erinomainen | $EQR \geq 0,8$       |
| Hyvä        | $0,8 > EQR \geq 0,6$ |
| Tyydyttävä  | $0,6 > EQR \geq 0,4$ |
| Välttävä    | $0,4 > EQR \geq 0,2$ |
| Huono       | $0,2 > EQR \geq 0$   |

Lisäksi luokitukseen kokeiltiin ns. "one-out, all-out" -periaatetta (European Commission 2005), jonka mukaisesti tilaluokka määräytyy aina heikointa tilaa osoittavan tekijän tai elementin mukaan. Sääntöä on ajateltu käytettävän etenkin eri eliöryhmien (pohjaeläimet, kalat jne.) luokitustulosten yhdistämisessä (European Commission 2005, Sandin 2005), mutta sitä voi harkita myös luokittelutekijöiden tasolla, jolloin jo yhden muuttujan osoittama muutos olisi riittävä merkki tilan muutoksesta. Tässä tehdyssä kokeilussa kunkin paikan luokitus määräytyi heikointa luokkaa osoittavan luokittelutekijän (mikä tahansa 5 valitusta muuttujasta) mukaan. Tätäkin luokitusta kokeiltiin erikseen tarkimmalla määrittystasolla ja heimotasolla.

## 2.7 Tulokset

### 2.7.1 Pohjaeläimistö

Pohjaeläinaineisto koostui 123 tarkimman määrittystason taksonista ja 69 "heimotason" taksonista (Liite I). Tarkemman määrittystason taksonista 72 oli lajeja, 29 sukuja ja 22 heimoja tai ylempiä taksonia. Kukin heimotason taksoni sisälsi keskimäärin 1,8 (1–8) tarkimman määrittystason taksonia. Kahdessa kolmasosassa (46) heimoista oli vain yksi taksoni ja 11 heimossa kaksi. Vain viidessä heimossa (Baetidae, Hydropsychidae, Leptoceridae, Leuctridae, Polycentropodidae) oli vähintään viisi lajia tai sukua.

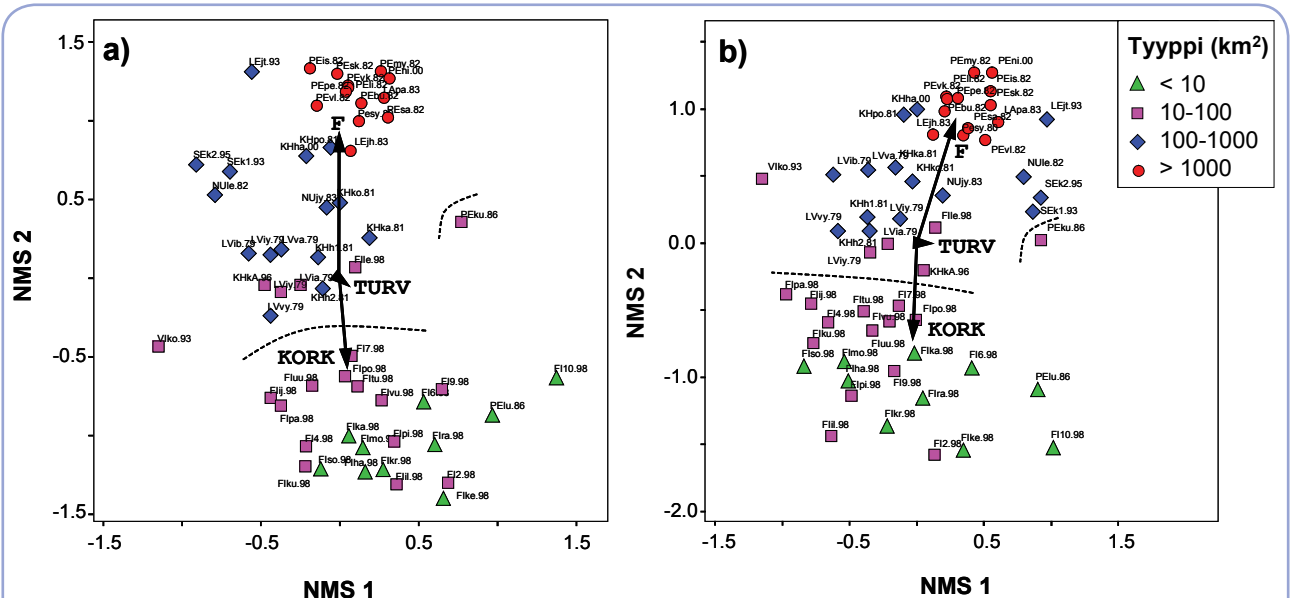
Aineiston yleisimmät (esiintyivät  $> 60$  %:lla paikoista) taksonit olivat Oligochaeta, *Asellus aquaticus*, Simuliidae, *Rhyacophila nubila*, *Nemoura* spp., *Taeniopteryx nebulosa*, *Elmis aenae*, *Oulimnius tuberculatus* ja *Pisidium* spp. Hyvin monet taksonit olivat satunnaisia: 31 taksonia esiintyi  $\leq 2$  % paikoista ja 76 taksonia  $< 20$  % paikoista.

## 2.7.2 Tyypittelyn arviointi

Vertailupaikat ryhmittivät 2-ulotteisessa NMS-ordinaatiossa melko johdonmukaisesti valuma-alueen koon mukaan (Kuva 7). Heikoimmin erottuivat toisistaan erittäin pienet (valuma-alue alle 10 km<sup>2</sup>) ja pienet (10–100 km<sup>2</sup>) joet. Jälkimmäiset jakautuivat jokseenkin selkeästi kahteen ryhmään: valuma-alueeltaan alle 50 km<sup>2</sup> kohteet sijoituivat miltei poikkeuksetta pienimpien purojen (0–10 km<sup>2</sup>) joukkoon, suuremmat kohteet (yli 70 km<sup>2</sup>) puolestaan keskusuurten (100–1000 km<sup>2</sup>) jokien joukkoon. Jossain määrin poikkeavia olivat Perhonjoen Kuusijärven ('PEku.86', F = 15 km<sup>2</sup>) havainto sekä Viirretjoen Kotkan ('Viko.93', F = 76 km<sup>2</sup>) havainto. Tyypin erottuminen oli samankaltaista tarkimmalla määrittystasolla ja heimotasolla (Kuva 7 a ja b).

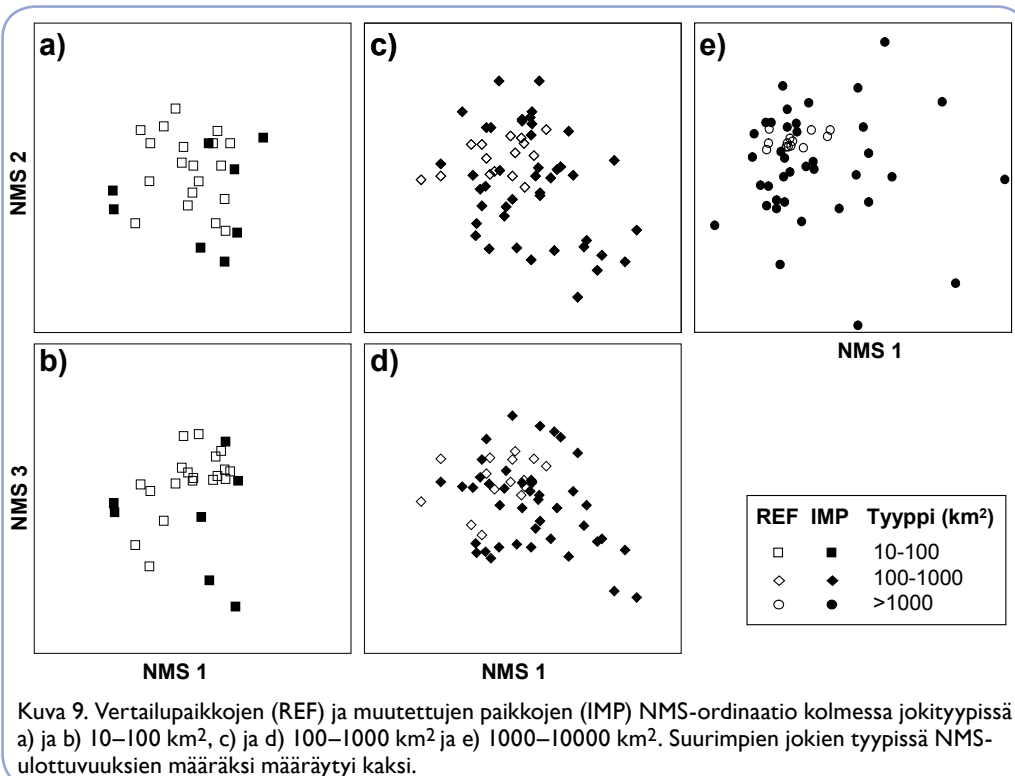
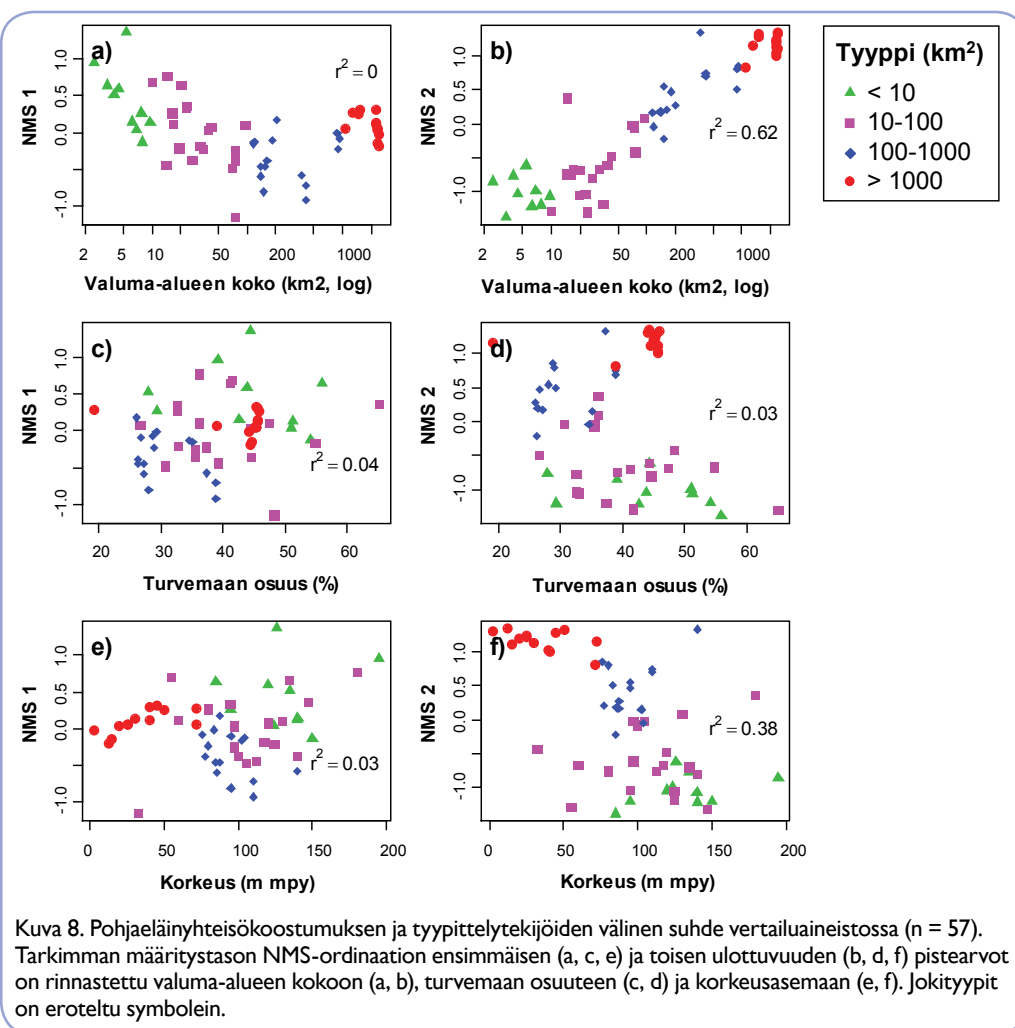
Vertailupaikkojen pohjaeläinyhteisöjen koostumuksen ja tyypittelytekijöiden välistä suhdetta tarkasteltiin NMS-akselipistearten ja tyypittelytekijöiden välisen korrelaation avulla (Kuva 8). Pohjaeläinyhteisöjen vaihtelu (2-akselilla) oli odotetusti voimakkaimmin yhteydessä valuma-alueen kokoon (Kuva 8b), kun taas turvemaasuuden ja pohjaeläinyhteisön koostumuksen välillä ei tässä aineistossa ollut selkeää yhteyttä. Koska pienen valuma-alueen paikat sijaitsevat jokien ylemmällä latvaosilla, heijastui aineiston valuma-alueen kokogradientti myös 2-akselin ja korkeuden suhteeseen (Kuva 8f).

Tyypeittäin tehdyissä NMS-ordinaatioissa pienten jokien (10–100 km<sup>2</sup>) muutetut paikat eivät erottuneet selvästi vertailupaikoista, mutta suuri osa muutetuista keskusuurten ja suurten jokien paikoista erottui tyypinsä vertailupaikoista (Kuva 9). Valuma-alueen koko selitti edelleen pienten jokien paikkojen pohjaeläinyhteisöjen vaihtelua: paikat järjestyivät jokseenkin säännönmukaisesti koon mukaan 3-akselille (Kuva 9b). Keskusuurten jokien tyypissä Kovjoen ja Maalahdenjoen paikat erottuivat jossain määrin muista (Kuva 9c, seitsemän paikkaa oikeassa alanurkassa). Suurimmassa kokoluokassa vertailupaikkojen välinen vaihtelu oli vähäistä, mikä selittynee osin sillä että vertailukosket olivat pääsääntöisesti samasta joesta (Perhonjoki). Kuitenkin myös kaksi muuta eri joista olevaa saman tyypin koskipaikkaa sijoittui Perhonjoen paikkojen joukkoon.



Kuva 7. Vertailupaikkojen (n = 57) sijoittuminen pohjaeläinkoostumuksen perusteella NMS-ordinaation 1. ja 2. dimension määrittämiseen tasoon a) tarkimmalla määrittystasolla (lopullinen stressiarvo 15,004) ja b) heimotasolla (14,322). Symbolit kuvaavat valuma-alueen (F) kokoluokkatyyppiä (km<sup>2</sup>) ja katkoviivat erottavat alle ja yli 50 km<sup>2</sup> valuma-alueet toisistaan. Nuolet kuvaavat tyypittelytekijöiden (F; KORK, korkeus merenpinnasta; TURV, turvemaasuus) ja pohjaeläinyhteisöjen koostumuksen välistä suhdetta (McCune & Mefford 1999). Nuolen suunta osoittaa muuttujan kasvusuunnan ja sen pituus on verrannollinen muuttujan ja akselien välisiin korrelaatioihin. Havaintopaikkojen lyhenteiden selitykset ovat Liite II.





### 2.7.3 Luokittelumuuttujien vaihtelu vertailu- ja testipaikoilla sekä yhteys veden laatuun

Vedenlaatumuuttujista muodostettujen pääkomponenttiakselien katsottiin kuvaavan ihmistoiminnasta aiheutuvaa muutosta. Ensimmäinen akseli (PC1) selitti 30 % vedenlaatumuuttujien vaihtelusta (Taulukko 3). Suurimmat lataukset sillä saivat sähkönjohtavuus, kokonaistyyppi ja sameus, mutta myös kiintoaine ja pH korreloivat voimakkaasti PC1:n kanssa. Kaikki pohjaeläinmuuttujat korreloivat voimakkaimmin PC1:n kanssa (Taulukko 4), eikä muilla akseleilla ollut askeltavan monimuuttujaregression perusteella lisäselitysvoimaa minkään muuttujan vaihteluun. Luokittelumuuttujien yhteyttä veden laatuun tarkasteltiin siten vain muuttujien ja PC1-akselin korrelaation perusteella (ks. alla).

Taulukko 3. Vedenlaatumuuttujilla tehdyn pääkomponenttianalyysin yhteenveto (n = 86: nREF = 25, nIMP = 61). Kunkin vedenlaatumuuttujan suurin korrelaatio (lataus) on lihavoitu.

|                       | PC1          | PC2          | PC3          | PC4          |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Ominaisarvo           | 2,669        | 2,048        | 1,846        | 1,328        |
| % varianssista        | 29,7         | 22,8         | 20,5         | 14,8         |
| Sähkönjohtavuus       | <b>0,876</b> | 0,215        | - 0,261      | 0,064        |
| Kokonaistyyppi        | <b>0,81</b>  | 0,23         | 0,108        | 0,399        |
| Sameus                | <b>0,739</b> | 0,556        | - 0,146      | 0,086        |
| Rauta                 | 0,202        | <b>0,802</b> | - 0,203      | 0,324        |
| Kiintoaine            | 0,545        | <b>0,727</b> | - 0,154      | 0,001        |
| Alkaliniteetti        | - 0,121      | - 0,229      | <b>0,869</b> | - 0,252      |
| Kokonaisfosfori       | 0,268        | 0,592        | <b>0,604</b> | 0,35         |
| pH                    | - 0,493      | - 0,137      | <b>0,685</b> | - 0,363      |
| Kemiall. hapenkulutus | 0,178        | 0,216        | - 0,303      | <b>0,857</b> |

#### 2.7.3.1 Taksonikoostumus

Taksonikoostumuksen kuvaajana käytettiin havaitun ja odotetun tyyppilajien lukumäärän suhdetta (TT). Samalla tarkasteltiin kriittisen esiintymistodennäköisyyden ( $p_c = 0,1-0,8$ ) vaikutusta tulokseen. Vertailuarvojen vaihtelu oli pienimmillään suurimmilla  $p_c$  arvoilla, eli silloin kun vähemmän taksoneita laskettiin tyyppilajistoon kuuluviksi (Kuva 10, Taulukko 4). Tarkimmalla määrittystasolla vertailuarvojen vaihtelu oli pienin suurimmalla kokeillulla  $p_c$ :n arvolla 0,8. Vertailuolovaihtelu oli hieman pienempää heimotasolla kuin tarkimmalla määrittystasolla. Heimotason aineistolla vertailupaikkojen pienin varianssi oli  $p_c$ -arvolla 0,6 (Taulukko 5).

Taksonikoostumusindeksi TT oli tarkastelluista muuttujista paras muutettujen paikkojen erottelussa. IMP-paikat erottuivat vertailupaikoista parhaiten tarkimmalla määrittystasolla  $p_c$ -arvoilla 0,3 ja 0,4. Tällöin IMP-paikkojen EQR:n keskiarvo oli pienin ja 69–70 (78–79 %) 89:stä IMP-paikan uudelleenskaalatusta EQR<sub>TT</sub>:stä oli alle 0,8, eli tila muuttujan perusteella alle erinomaisen (Taulukko 5). Tila määräytyi hyvää huo-

nommaksi 44–45 paikalla. Myös heimotason aineistossa muutetut paikat erottuivat vertailupakoista parhaiten  $p_c$ -tasolla 0,3–0,4, tosin tarkinta määrittystasoa hieman heikommin (69 % IMP-paikoista).

Myös yhteys veden laatuun oli tarkimmalla määrittystasolla voimakkain  $p_c$ -arvolla 0,4 ( $r^2 = 0,42$ ). Heimotasolla tulos oli hyvin samansuuntainen (Kuva 11, Taulukko 5). Muutamaa poikkeavaa havaintoa lukuun ottamatta yhteys veden laatuun oli varsin johdonmukainen, erityisesti heimotasolla (kuva 11).

Tarkasteltujen kriteerien perusteella taksonikoostumuksen TT oli optimaalinen  $p_c$ -arvoilla 0,3 ja 0,4. Sekä tarkimman määrittystason että heimotason taksonikoostumusmuuttujaksi valittiin TT, kun  $p_c = 0,4$ .

Taulukko 4. Yhteismitallistettujen pohjaeläinmuuttujien EQR-arvojen vertailu (SPE). Pohjaeläinmuuttujat on jaettu viiteen VPD:n mukaiseen luokittelutekijään (A–E). Kutakin tekijää kuvaamaan arvioitiin paras muuttuja (lihavoitu), ja näistä laskettiin keskiarvo-EQR, joka yhteismitallistettiin (= EQR<sub>ka</sub>). Muuttujia arvioitiin perustuen kolmeen kriteeriin: 1) muuttujien vertailuolovaihtelu (REF varianssi), 2) muutettujen paikkojen erottuminen (IMP ka ja lukumäärä ekologisen tilan luokissa), sekä 3) yhteys ihmistoiminnan aiheuttamaa muutosta kuvaaviin vedenlaatumuuttujiin (vedenlaatumuuttujista muodostettujen PC-akselien selittävyys EQR:n vaihtelusta,  $r^2$ ). Muuttujien lyhenteiden selitykset; ks. Kuvat 10 ja 11.

|   | 1) Vert. olovaiht.: |       | 2) Muutettujen paikkojen erottuminen: |       |                          |    |    | 3) Yhteys veden laatuun: |    |   |      |      |      |  |
|---|---------------------|-------|---------------------------------------|-------|--------------------------|----|----|--------------------------|----|---|------|------|------|--|
| Luokittelutekijä (A-E)                                    | REF (n=57)          |       | IMP (n=89)                            |       | Lkm ekol. tilan luokissa |    |    |                          |    | r <sup>2</sup> (n=86; n <sub>REF</sub> =25, n <sub>IMP</sub> =61) |      |      |      |  |
| Muuttuja  | ka                  | var   | ka                                    | var   | Er                       | Hy | Ty | Vä                       | Hu | PC1   | PC2  | PC3  | PC4  |  |
| A) "Taksonikoostumus"                                     |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |  |
| TT <sub>10</sub> (p <sub>c</sub> =0,1)                    | 1.00                | 0.030 | 0.69                                  | 0.059 | 30                       | 24 | 26 | 7                        | 2  | 0.36  | 0.01 | 0.00 | 0.01 |  |
| TT <sub>20</sub> (p <sub>c</sub> =0,2)                    | 1.00                | 0.031 | 0.66                                  | 0.062 | 24                       | 25 | 27 | 11                       | 2  | 0.38  | 0.01 | 0.00 | 0.01 |  |
| TT <sub>30</sub> (p <sub>c</sub> =0,3)                    | 1.00                | 0.035 | 0.63                                  | 0.063 | 19                       | 25 | 30 | 11                       | 4  | 0.40  | 0.00 | 0.00 | 0.01 |  |
| <b>TT<sub>40</sub> (p<sub>c</sub>=0,4)</b>                | 1.00                | 0.028 | 0.63                                  | 0.060 | 20                       | 25 | 31 | 11                       | 2  | 0.42  | 0.00 | 0.00 | 0.01 |  |
| TT <sub>50</sub> (p <sub>c</sub> =0,5)                    | 1.00                | 0.029 | 0.63                                  | 0.058 | 22                       | 25 | 28 | 11                       | 3  | 0.35  | 0.01 | 0.00 | 0.01 |  |
| TT <sub>60</sub> (p <sub>c</sub> =0,6)                    | 1.00                | 0.029 | 0.64                                  | 0.062 | 22                       | 26 | 30 | 8                        | 3  | 0.31  | 0.00 | 0.00 | 0.01 |  |
| TT <sub>70</sub> (p <sub>c</sub> =0,7)                    | 1.00                | 0.027 | 0.64                                  | 0.052 | 20                       | 31 | 28 | 8                        | 2  | 0.29  | 0.00 | 0.00 | 0.00 |  |
| TT <sub>80</sub> (p <sub>c</sub> =0,8)                    | 1.00                | 0.018 | 0.68                                  | 0.057 | 25                       | 33 | 23 | 5                        | 3  | 0.30  | 0.00 | 0.00 | 0.00 |  |
| B) "Runsaussuhteet"                                       |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |  |
| <b>PMA</b>  | 1.00                | 0.025 | 0.64                                  | 0.061 | 25                       | 24 | 27 | 9                        | 4  | 0.40  | 0.01 | 0.01 | 0.03 |  |
| YKSM  | 0.99                | 0.073 | 0.84                                  | 0.369 | 46                       | 5  | 16 | 10                       | 12 | 0.04  | 0.10 | 0.05 | 0.00 |  |
| C) "Tärkeät taksonomiset ryhmät"                          |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |  |
| TT[R] <sub>0</sub> (p <sub>c</sub> =0) <sup>I</sup>       | 1.00                | 0.030 | 0.99                                  | 0.07  | 67                       | 18 | 3  | 1                        | 0  | 0.05  | 0.00 | 0.04 | 0.02 |  |
| <b>TT[R]<sub>40</sub> (p<sub>c</sub>=0,4)<sup>I</sup></b> | 1.01                | 0.025 | 0.91                                  | 0.04  | 69                       | 14 | 5  | 1                        | 0  | 0.16  | 0.02 | 0.05 | 0.00 |  |
| D) "Muutosherkät taksonit"                                |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |  |
| EPT%  | 1.01                | 0.029 | 0.89                                  | 0.057 | 53                       | 32 | 2  | 1                        | 1  | 0.03  | 0.01 | 0.02 | 0.01 |  |
| EPT/Muut  | 1.00                | 0.038 | 0.87                                  | 0.100 | 53                       | 20 | 12 | 2                        | 2  | 0.02  | 0.01 | 0.02 | 0.01 |  |
| <b>ASPT-1<sup>II</sup></b>                                | 1.00                | 0.022 | 0.88                                  | 0.033 | 50                       | 36 | 3  | 0                        | 0  | 0.24  | 0.01 | 0.01 | 0.00 |  |
| E) "Monimuotoisuus"                                       |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |  |
| <b>S</b>  | 1.00                | 0.028 | 0.75                                  | 0.069 | 37                       | 25 | 19 | 7                        | 1  | 0.32  | 0.01 | 0.00 | 0.02 |  |
| D <sub>S-W</sub>  | 1.00                | 0.024 | 0.82                                  | 0.063 | 48                       | 23 | 12 | 6                        | 0  | 0.29  | 0.00 | 0.03 | 0.05 |  |
| D <sub>M</sub>  | 1.00                | 0.026 | 0.79                                  | 0.068 | 46                       | 19 | 18 | 5                        | 1  | 0.26  | 0.00 | 0.02 | 0.04 |  |
| F) Keskiarvo <sup>III</sup> : EQR <sub>ka</sub>           | 1.01                | 0.027 | 0.72                                  | 0.043 | 26                       | 38 | 20 | 5                        | 0  | 0.42  | 0.00 | 0.00 | 0.01 |  |
| G) "One-out, all-out" <sup>IV</sup>                       | 0.85                | 0.017 | 0.55                                  | 0.045 | 12                       | 22 | 36 | 15                       | 4  | 0.45  | 0.00 | 0.01 | 0.02 |  |

<sup>I</sup>) luokka- ja lahkotaso, <sup>II</sup>) heimotaso, <sup>III</sup>) laskettu muuttujista, jotka lihavoitu, <sup>IV</sup>) alhaisin lihavoiduista muuttujista

Taulukko 5. Kuten Taulukko 4, mutta heimotason aineistolle.

|   | 1) Vert. olovaiht.: |       | 2) Muutettujen paikkojen erottuminen: |       |                          |    |    | 3) Yhteys veden laatuun: |    |   |      |      |      |
|---|---------------------|-------|---------------------------------------|-------|--------------------------|----|----|--------------------------|----|---|------|------|------|
| Luokittelutekijä (A-E)                                    | REF (n=57)          |       | IMP (n=89)                            |       | Lkm ekol. tilan luokissa |    |    |                          |    | r <sup>2</sup> (n=86; n <sub>REF</sub> =25, n <sub>IMP</sub> =61) |      |      |      |
| Muuttuja  | ka                  | var   | ka                                    | var   | Er                       | Hy | Ty | Vä                       | Hu | PC1   | PC2  | PC3  | PC4  |
| A) "Taksonikoostumus"                                     |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |
| TT <sub>10</sub> (p <sub>c</sub> =0,1)                    | 1.00                | 0.024 | 0.74                                  | 0.056 | 33                       | 29 | 20 | 6                        | 1  | 0.31  | 0.01 | 0.00 | 0.01 |
| TT <sub>20</sub> (p <sub>c</sub> =0,2)                    | 1.00                | 0.026 | 0.73                                  | 0.060 | 30                       | 31 | 19 | 8                        | 1  | 0.32  | 0.01 | 0.00 | 0.01 |
| TT <sub>30</sub> (p <sub>c</sub> =0,3)                    | 1.00                | 0.024 | 0.72                                  | 0.055 | 28                       | 33 | 20 | 6                        | 2  | 0.35  | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| <b>TT<sub>40</sub> (p<sub>c</sub>=0,4)</b>                | 1.00                | 0.020 | 0.71                                  | 0.051 | 28                       | 32 | 21 | 6                        | 2  | 0.34  | 0.01 | 0.00 | 0.00 |
| TT <sub>50</sub> (p <sub>c</sub> =0,5)                    | 1.00                | 0.023 | 0.70                                  | 0.049 | 27                       | 28 | 28 | 4                        | 2  | 0.33  | 0.01 | 0.00 | 0.00 |
| TT <sub>60</sub> (p <sub>c</sub> =0,6)                    | 1.00                | 0.018 | 0.70                                  | 0.047 | 29                       | 29 | 25 | 4                        | 2  | 0.30  | 0.01 | 0.00 | 0.00 |
| TT <sub>70</sub> (p <sub>c</sub> =0,7)                    | 1.00                | 0.024 | 0.69                                  | 0.044 | 29                       | 32 | 22 | 4                        | 2  | 0.30  | 0.00 | 0.01 | 0.01 |
| TT <sub>80</sub> (p <sub>c</sub> =0,8)                    | 1.01                | 0.020 | 0.70                                  | 0.051 | 27                       | 32 | 23 | 5                        | 2  | 0.31  | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| B) "Runsaussuhteet"                                       |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |
| <b>PMA</b>  | 1.00                | 0.025 | 0.69                                  | 0.053 | 31                       | 25 | 25 | 7                        | 1  | 0.32  | 0.01 | 0.01 | 0.02 |
| YKSM  | 0.99                | 0.073 | 0.84                                  | 0.369 | 46                       | 5  | 16 | 10                       | 12 | 0.04  | 0.10 | 0.05 | 0.00 |
| C) "Tärkeät taksonomiset ryhmät"                          |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |
| TT[R] <sub>0</sub> (p <sub>c</sub> =0) <sup>i</sup>       | 1.00                | 0.030 | 0.99                                  | 0.07  | 67                       | 18 | 3  | 1                        | 0  | 0.05  | 0.00 | 0.04 | 0.02 |
| <b>TT[R]<sub>40</sub> (p<sub>c</sub>=0,4)<sup>i</sup></b> | 1.01                | 0.025 | 0.91                                  | 0.04  | 69                       | 14 | 5  | 1                        | 0  | 0.16  | 0.02 | 0.05 | 0.00 |
| D) "Muutosherkät taksonit"                                |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |
| EPT%  | 1.00                | 0.029 | 0.88                                  | 0.041 | 55                       | 29 | 3  | 2                        | 0  | 0.04  | 0.00 | 0.02 | 0.00 |
| EPT/Muut  | 0.99                | 0.038 | 0.84                                  | 0.060 | 55                       | 18 | 12 | 2                        | 2  | 0.04  | 0.00 | 0.02 | 0.00 |
| <b>ASPT-1<sup>II</sup></b>                                | 1.00                | 0.022 | 0.88                                  | 0.033 | 50                       | 36 | 3  | 0                        | 0  | 0.24  | 0.01 | 0.01 | 0.00 |
| E) "Monimuotoisuus"                                       |                     |       |                                       |       |                          |    |    |                          |    |   |      |      |      |
| <b>S</b>  | 1.00                | 0.027 | 0.79                                  | 0.067 | 38                       | 27 | 18 | 5                        | 1  | 0.25  | 0.00 | 0.00 | 0.01 |
| D <sub>S-W</sub>  | 1.00                | 0.024 | 0.84                                  | 0.073 | 47                       | 22 | 16 | 4                        | 0  | 0.23  | 0.01 | 0.01 | 0.03 |
| D <sub>M</sub>  | 1.00                | 0.024 | 0.86                                  | 0.087 | 49                       | 21 | 15 | 3                        | 1  | 0.09  | 0.05 | 0.07 | 0.04 |
| F) Keskiarvo <sup>III</sup> : EQR <sub>ka</sub>           | 1.01                | 0.021 | 0.75                                  | 0.041 | 32                       | 35 | 20 | 2                        | 0  | 0.34  | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| G) "One-out, all-out" <sup>nIV</sup>                      | 0.85                | 0.016 | 0.61                                  | 0.040 | 17                       | 28 | 30 | 12                       | 2  | 0.37  | 0.00 | 0.00 | 0.01 |

<sup>i)</sup> luokka- ja lahkotaso, <sup>ii)</sup> heimotaso, <sup>iii)</sup> laskettu muuttujista, jotka lihavoitu, <sup>iv)</sup> alhaisin lihavoiduista muuttujista

### 2.7.3.2 Runsaussuhteet

Prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) oli selvästi parempi muuttuja pelkkään yksilörunsauteen verrattuna (Taulukko 4). PMA:n vertailuolovaihtelu oli selvästi yksilörunsautea pienempi. PMA myös erotteli muutetut paikat paremmin: tarkimmalla määrittystasolla erinomaista tilaa huonompia IMP-paikkoja oli PMA:n perusteella 64 ja yksilörunsauteen perusteella 43. Tosin jälkimmäisen perusteella oli enemmän välttävissä ja huonossa tilassa olevia paikkoja. Myös PMA:n yhteys vedenlaatuun oli selvempi kuin yksilörunsauteen. Tarkimmalla määrittystasolla PMA erotteli IMP-paikat hieman paremmin kuin heimotasolla ja myös yhteys veden laatuun oli hieman voimakkaampi. PMA valittiin runsaussuhteita kuvaavaksi muuttujaksi.

### 2.7.3.3 Tärkeät taksonomiset ryhmät

Tärkeiden taksonomisten ryhmien esiintymistä kuvasi TT[R]. Myös ryhmäkoostumus laskettiin testaten eri p<sub>c</sub>-arvoja. Muuttuja vaihteli hyvin vähän p<sub>c</sub>-arvoilla 0,2–0,7 (tuloksia ei ole raportoitu kokonaisuudessaan tässä). Vertailuolovaihtelu oli pienin p<sub>c</sub>-arvoilla 0,4–0,5, muutetut paikat erottuivat parhaiten p<sub>c</sub>-arvoilla 0,2–0,3 (34 paikkaa 89:sta) ja vedenlaatu-yhteys oli voimakas (mutta silti hyvin heikko) p<sub>c</sub>-arvoilla 0,2–0,5. Tulosten perusteella ja myös yhdenmukaisuuden vuoksi tärkeitä taksonomisia ryhmiä kuvaamaan valittiin TT[R]-muuttuja, kun p<sub>c</sub> = 0,4 (Taulukko 4).

#### 2.7.3.4 Muutosherkät taksonit

Muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhdetta kuvaamaan laskettiin EPT%, EPT/Muut ja ASPT. ASPT käsiteltiin tässä vain heimotason muuttujana. Näistä kolmesta muuttujasta ASPT:n vertailuolovaihtelu oli pienin (Taulukko 6). ASPT-indeksin muutettujen paikkojen erottelukyky oli paras (39 IMP-paikan tila erinomaista huonompi), tosin EPT% ja EPT/Muut erottelivat muutetut paikat lähes yhtä hyvin. Pienten jokien tyypissä (10–100 km<sup>2</sup>) EPT%:n ja EPT/Muut:n muutettujen paikkojen erottelukyky oli parempi, kun taas suuremmissa kokoluokissa ASPT erotteli muutetut paikat paremmin (tyyppikohtaisia tuloksia ei esitetty tässä tarkemmin). ASPT:n yhteys veden laatuun oli voimakkain. Tulosten perusteella ASPT oli näistä kolmesta muuttujasta paras ja molemmilla määritystasolla päätettiin käyttää ASPT-indeksiä kuvaamaan muutosherkkien ja epäherkkien taksoneiden suhdetta.

#### 2.7.3.5 Monimuotoisuus

Monimuotoisuutta kuvaavina muuttujaehdokkaina olivat taksonilukumäärä, Shannon-indeksi ja Margalef-indeksi. Shannon-indeksin vertailuolovaihtelu oli pienin ja taksonilukumäärän suurin (Taulukko 4). Taksonilukumäärä erotteli kuitenkin muutetut paikat paremmin (52 IMP-paikkaa erinomaista huonommassa tilassa) kuin Shannonin ja Margalefin diversiteetti-indeksit (41–43). Myös yhteys vedenlaatuun oli taksonilukumäärällä voimakkain. Määritystasojen välillä ei diversiteettimuuttujissa ollut juurikaan eroa, paitsi että yhteys veden laatuun oli heikompi heimotasolla. Diversiteettiä kuvaavaksi muuttujaksi valittiin taksonilukumäärä. Kaikkien valittujen luokittelumuuttujien EQR:ien laskemiseen sekä luokitteluun tarvittavat tiedot on esitetty tyyppikohtaisesti Liitteissä XI ja XII. Katso myös Liitteen X laskuesimerkki muuttujien laskennasta.

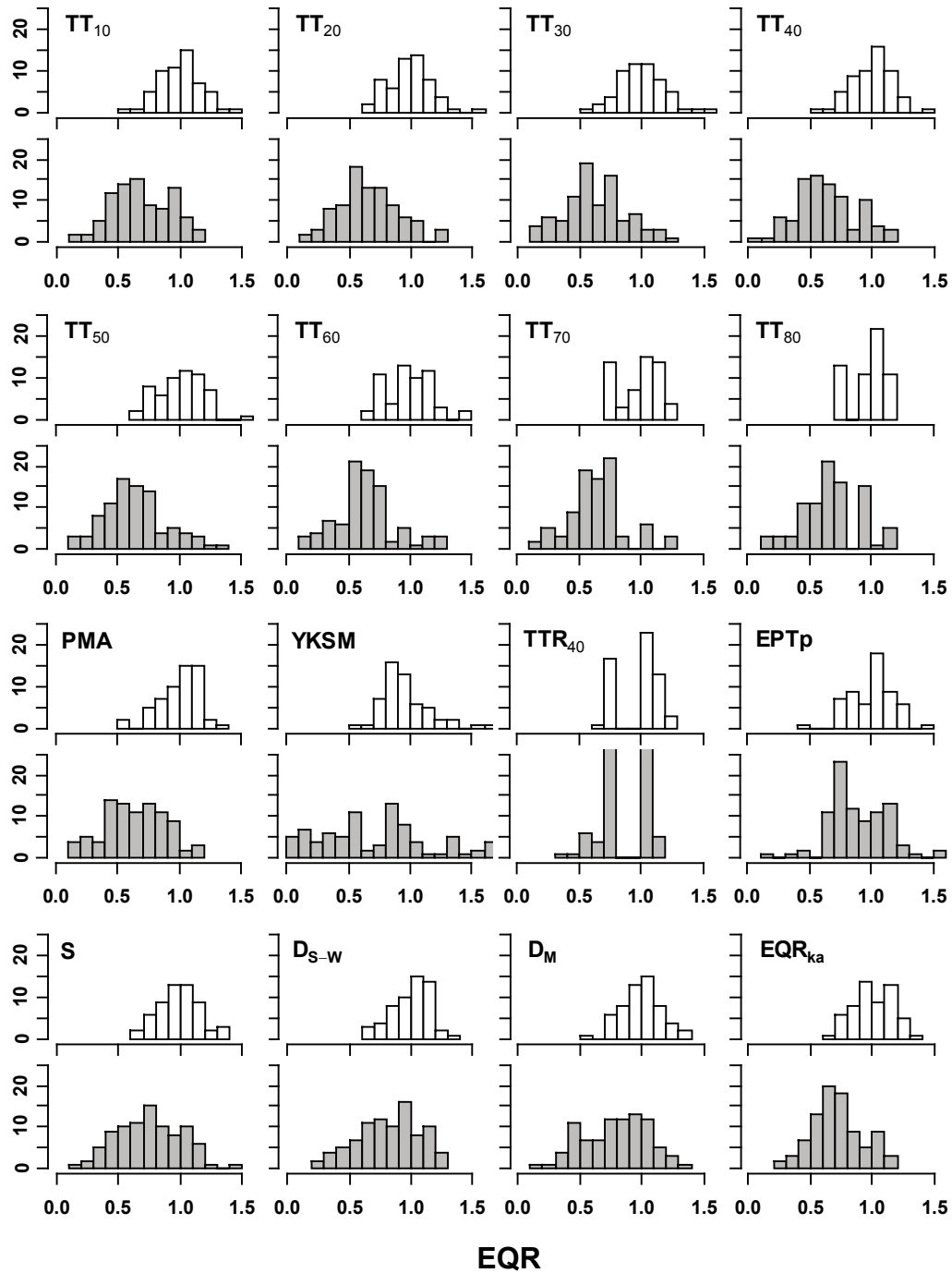
### 2.7.4 Luokittelu

Yhteismitallistetun keskiarvo-EQR:n ( $EQR_{ka}$ ) vertailuolovaihtelu oli hieman pienempi kuin millään yksittäisellä muuttujalla (Taulukko 4, Taulukko 5). Muutetut paikat erotuivat  $EQR_{ka}$ :n avulla suhteellisen hyvin vertailuololoista (63 paikkaa alle erinomaisen tilan). Heimotasolla erottuminen oli hieman heikompa. PC1 selitti paremmin  $EQR_{ka}$ :n vaihtelua tarkimmalla määritystasolla ( $r^2 = 0,42$ ) kuin heimotasolla ( $r^2 = 0,34$ ) (Kuva 12).

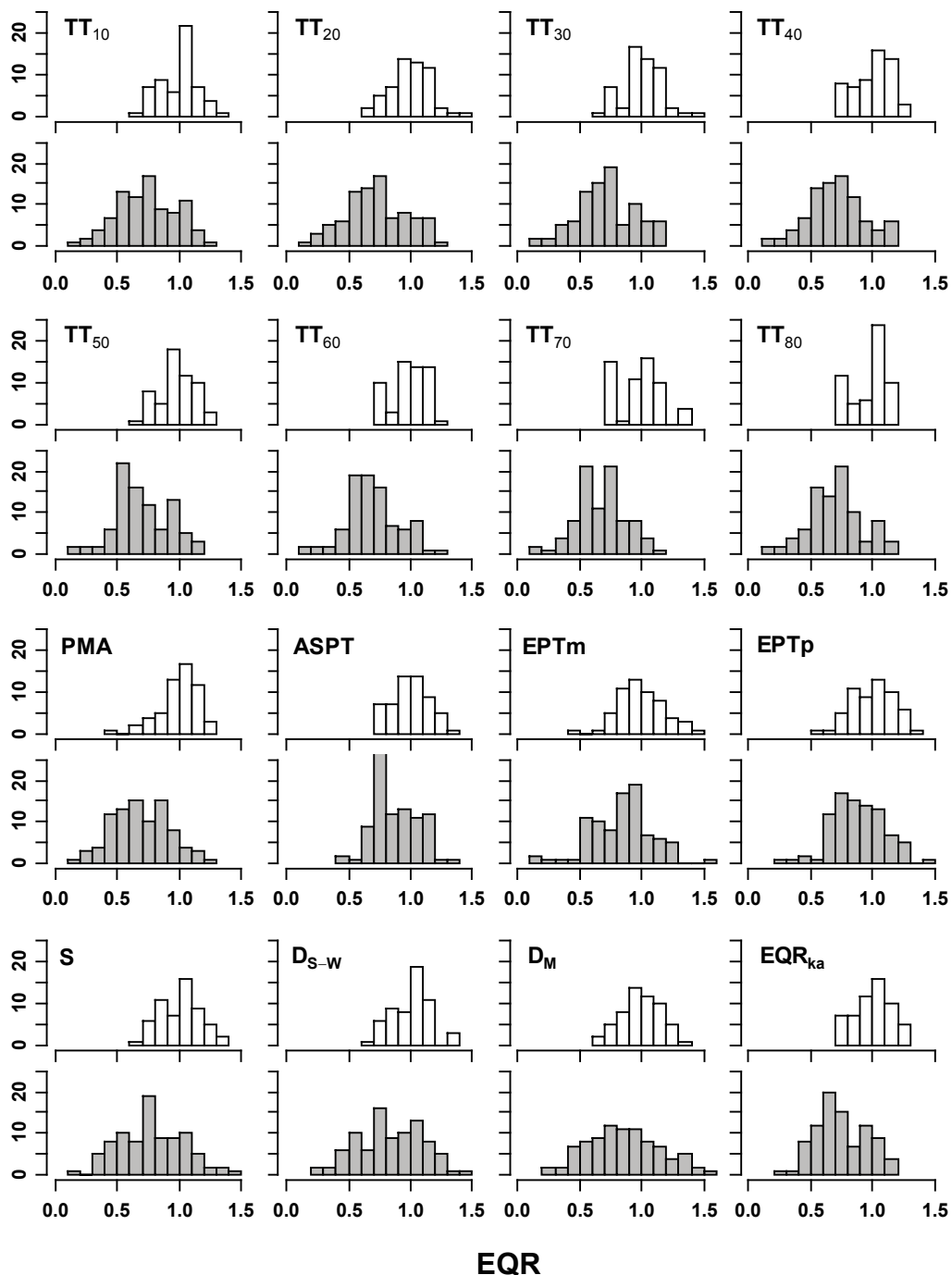
Verrattuna parhaisiin yksittäisiin luokittelumuuttujiin, ei  $EQR_{ka}$  parantanut luokittelua.  $EQR_{ka}$  käyttäytyi tosin paremmin kuin esimerkiksi ryhmäkoostumus- tai muutosherkkien taksonien muuttujat, mutta taksonikoostumusta kuvaava TT ja runsaussuhteita kuvaava PMA olivat keskiarvo-EQR:ään verrattuna vähintään yhtä hyviä kaikkien kolmen arviointikriteerin perusteella.

$EQR_{ka}$ :n perustuvassa luokittelussa suurin osa vertailupaikoista (50) oli erinomaisessa ja loput seitsemän hyvässä ekologisessa tilassa (Kuva 13). Tulos on osin suoraa seurausta siitä, että erinomaisen ja hyvän tilan raja kiinnitettiin vertailupaikkojen muuttujajakaumien 10. % -pisteeseen, jolloin 10 prosenttia vertailupaikoista luokituu erinomaista huonommaksi. Mikään näistä ei kuitenkaan ollut tilaltaan hyvää huonompi. Tämä olikin keskiarvoon perustuvan luokittelun ainoa etu, sillä jokaisen valitun yksittäisten muuttujan perusteella jokunen (enintään kaksi, PMA tarkimmalla taksonomisella tasolla) vertailupaikka luokitui tyydyttävään tilaan (Kuva 10, Liite II).





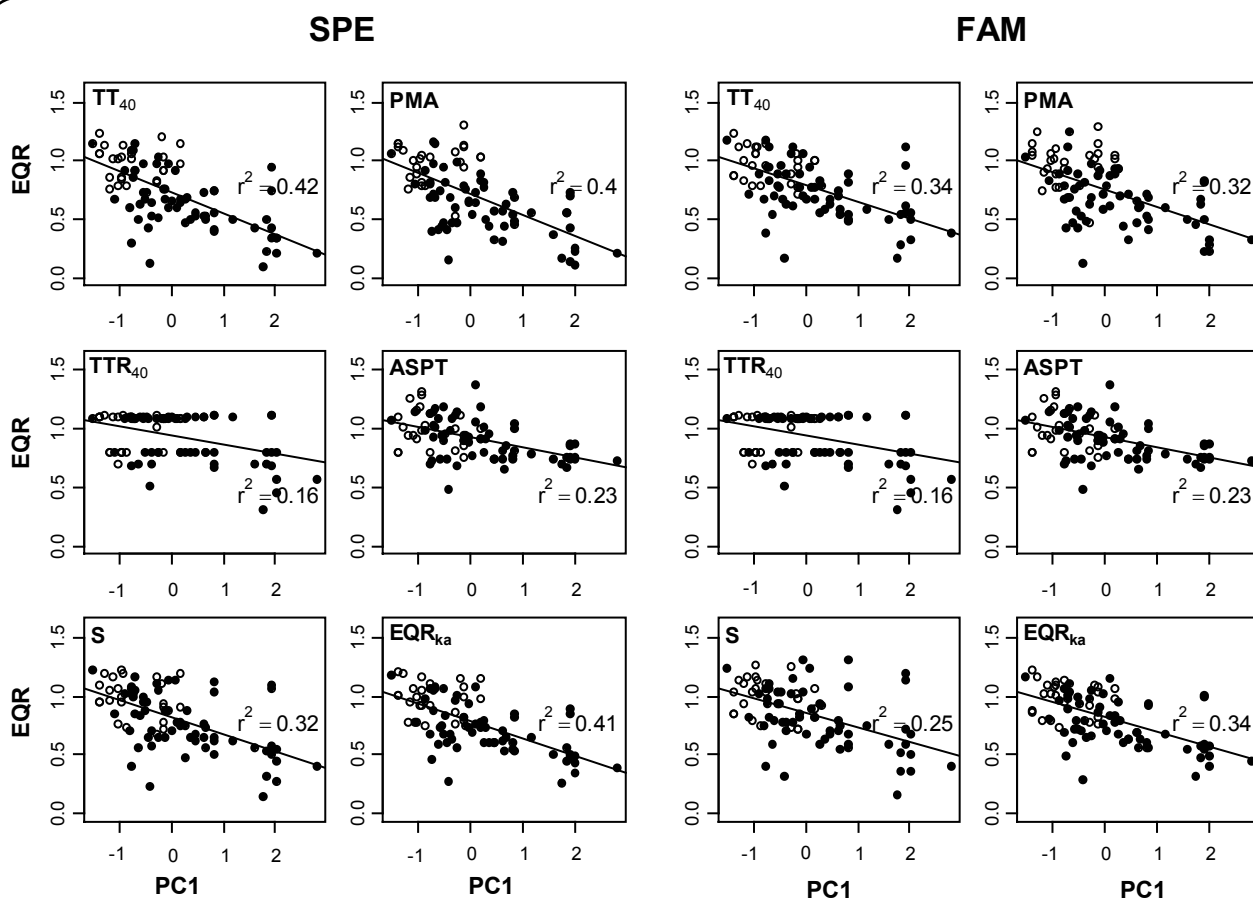
Kuva 10. Tarkimman määrittystason yhteismitallistettujen pohjaeläinmuuttujien EQR-arvojen jakaumat vertailujoukossa ( $n = 57$ , valkoiset pylväät) ja muutettujen paikkojen joukossa ( $n = 89$ , harmaat pylväät). TT<sub>10</sub>–TT<sub>80</sub> = tyyppiominaiset taksonit pc-arvoilla 0,1–0,8; PMA = prosenttinen mallinkaltaisuus; YKSM = yksilömäärä; TTR<sub>40</sub> = tyyppiominaiset taksonomiset ryhmät ( $p_c = 0,4$ ); EPT<sub>p</sub> = EPT-taksonien osuus kokonaistaksonimäärästä; S = taksonilukumäärä; D<sub>S-W</sub> = Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi; D<sub>M</sub> = Margalefin diversiteetti-indeksi; EQR<sub>ka</sub> = muuttujien TT<sub>40</sub>, PMA, TTR<sub>40</sub>, ASPT (ks. Kuva 11) ja S yhteismitallistettu keskiarvo.



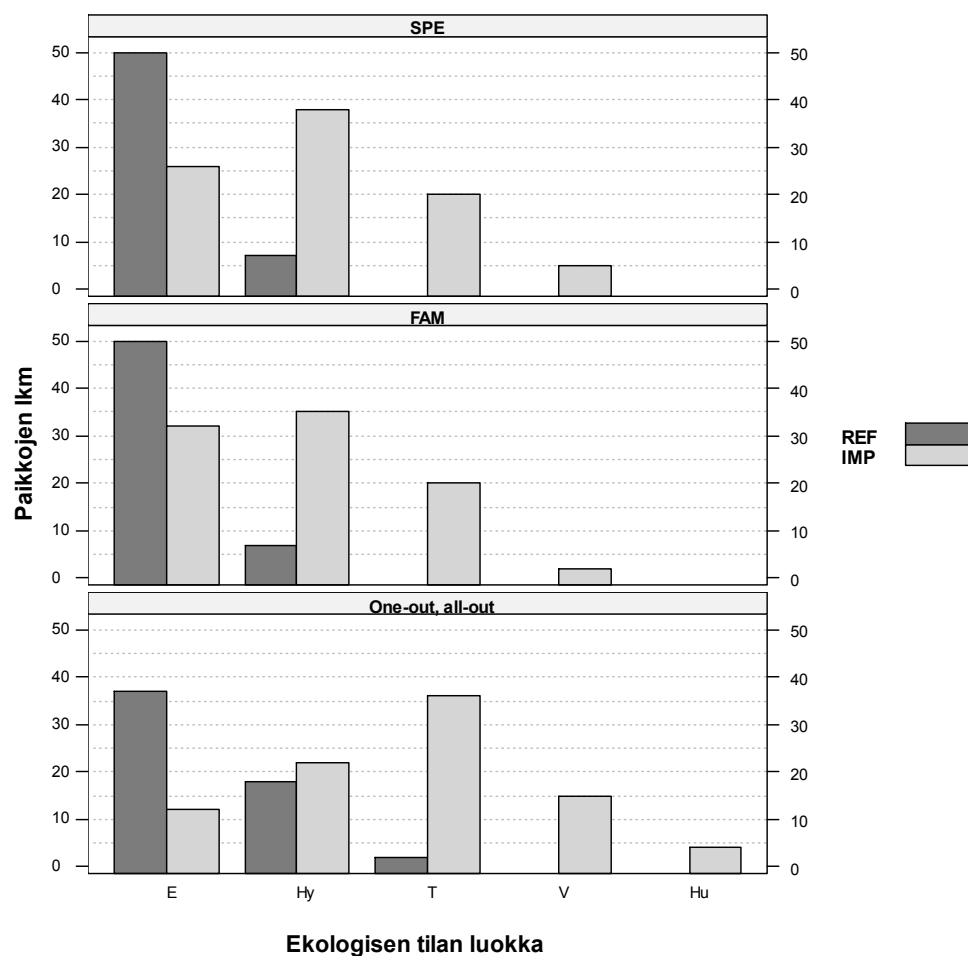
Kuva II. Heimotason (FAM) yhteismitallistettujen pohjaeläinmuuttujien jakaumat vertailupaikoilla ( $n = 57$ , valkoiset pylväät) ja muutetuilla paikoilla ( $n = 89$ , harmaat pylväät). "Tak-sonikoostumus": TT10 ( $pc = 0,1$ ), TT20 ( $pc = 0,2$ ), TT30 ( $pc = 0,3$ ), TT40 ( $pc = 0,4$ ), TT50 ( $pc = 0,5$ ), TT60 ( $pc = 0,6$ ), TT70 ( $pc = 0,7$ ), TT80 ( $pc = 0,8$ ); "runsaussuhteet": PMA; "muutosherkät takso-nit": ASPT, EPTm, EPTp ja "diversiteetti": S, DS-W, DM. EQRka = muuttujien TT40, PMA, TT[R]40 (ks. Kuva I0), ASPT ja S keskiarvo.

Muutettujen paikkojen tila-arviot olivat tarkimmalla määrittystasolla keskimäärin vain hieman alhaisempia kuin heimotasolla. Erinomaista tilaa huonompia paikkoja oli tarkimmalla määrittystasolla 63 ja hyvää tilaa huonompia 25 (Taulukko 4), heimotasolla vastaavasti 57 ja 22 (Taulukko 5). Paikkojen sijoittumisessa huonoimpiin luokkiin oli hieman eroja määrittystasosta riippuen. Tyydyttävän tilan paikkoja oli molemmilla määrittystasolla arvioituna 20. Välttävän tilan paikkoja oli tarkimmalla määrittystasolla 5 ja heimotasolla 2. Heimotasolla arvioitu ekologinen tila oli siis keskimäärin hieman, mutta enintään yhtä luokkaa parempi (Liite II).

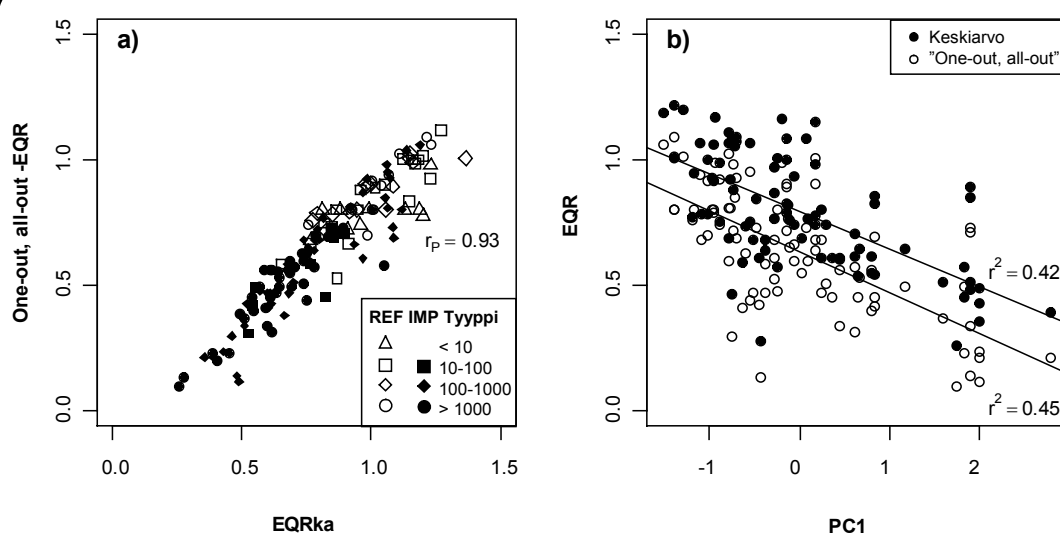
Heikentyneen ekologisen tilan paikkojen määrä kasvoi selvästi, kun sovellettiin "one-out, all-out" -sääntöä, eli kun luokitus määräytyi kunkin paikan heikointa tilaa osoittavan laatutekijän mukaan. Muutetuista paikoista oli keskiarvo-EQR:n perusteella huonommassa kuin hyvässä tilassa 24 paikkaa ja "one-out, all-out" -luokittelulla 55 (Kuva 13, ks. myös Liite II). Kuitenkin kahta lukuun ottamatta kaikki vertailupaikat luokituivat myös jälkimmäisellä menettelyllä vähintään hyvään tilaan. "One-out, all-out" -säännön luokitus myös poikkesi muutamien paikkojen osalta huomattavasti keskiarvoon perustuvasta (Kuva 14a). "One-out, all-out" -EQR:n yhteys vedenlaatuun oli hieman voimakkaampi verrattuna keskiarvo-EQR:ään tai parhaisiin yksittäisiin luokittelumuuttujiin (Taulukko 4, Kuva 14b).



Kuva 12. Yhteismitallistettujen pohjaeläinmuuttujien EQR:ien yhteys vedenlaatu muuttujista muodostettuun pääkomponenttiin (PC1) tarkimmalla määrittystasolla (SPE) ja heimotasolla (FAM) (n = 86). Avoimet symbolit ovat vertailupaikkoja ja täytetyt muutettuja paikkoja. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.



Kuva 13. Vertailupaikkojen (REF) ja muutettujen paikkojen (IMP) jakautuminen pohjaeläimistön tilaluokkiin arvioituna muuttujien keskiarvoa (tarkimmalla määritystasolla (SPE) ja heimotasolla (FAM) sekä "one-out, all-out" -periaatetta (vain SPE-tasolla) käyttäen.



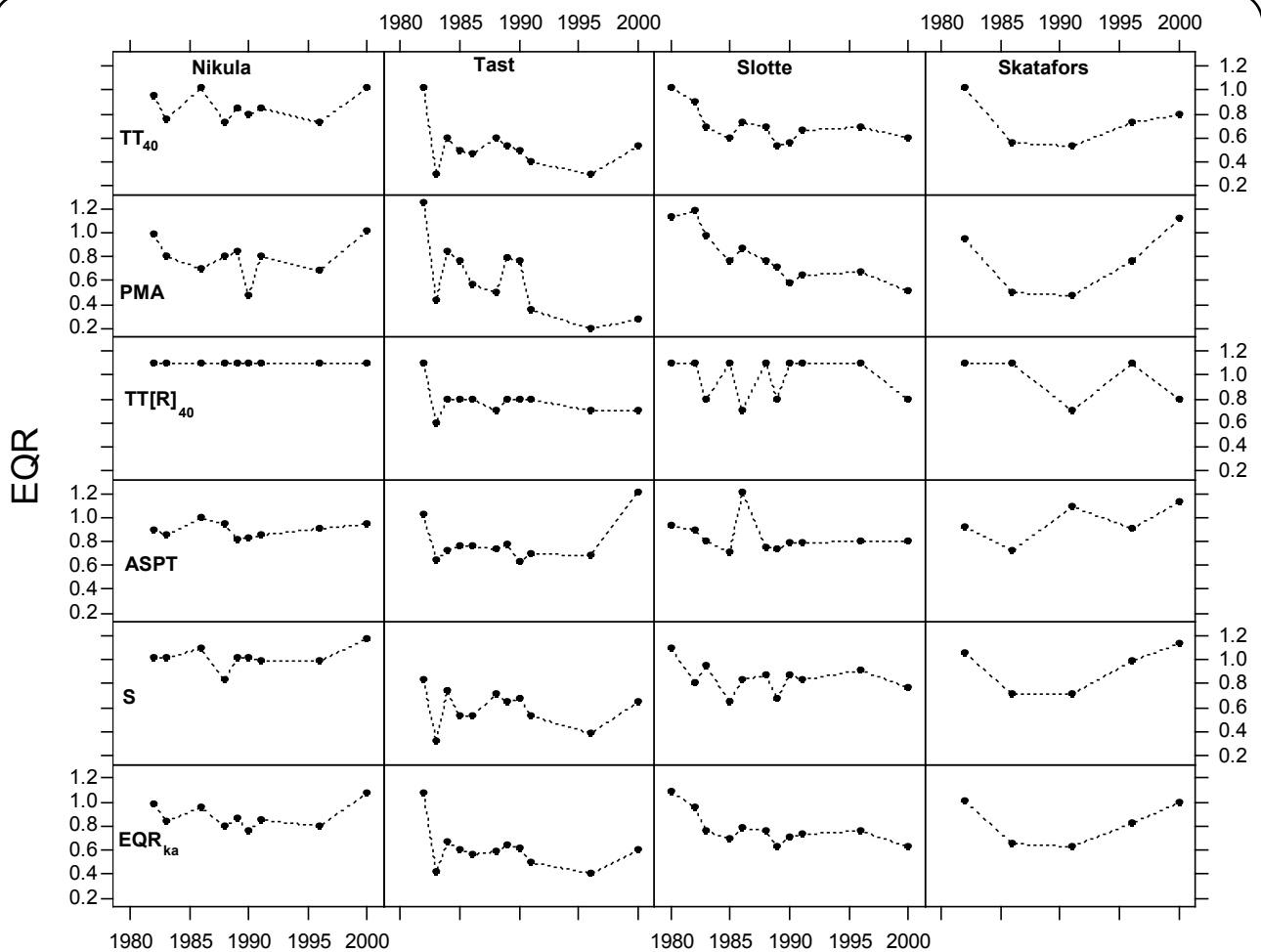
Kuva 14. "One-out, all out" -periaatteeseen ja luokittelutekijöiden keskiarvoon ( $EQR_{ka}$ ) perustuvien EQR-arvojen a) keskinäinen suhde vertailu- (REF) ja muutetuilla paikoilla (IMP) ja b) suhde vedenlaatuun (PC1) tarkimmalla määritystasolla.

## 2.7.5 Ekologisen tilan ajallinen vaihtelu

### 2.7.5.1 Perhonjoki

Perhonjoella voimalaitoksen yläpuolisen vertailupaikan (Nikula) pohjaeläimistön tila ( $EQR_{ka}$ ) on pysynyt erinomaisena lähes koko tarkastelujakson ajan. Vain yhtenä tarkasteluvuotena arvo oli niukasti alle erinomaisen tilan rajan (0,77). Yksittäisistä muuttujista TT ( $p_c = 0,4$ ) ja etenkin PMA-indeksi viittaavat kuitenkin tilan alenemiseen useampaan kertaan alle erinomaisen rajan, jakson keskivaiheilla heikoimmillaan jopa tyydyttäväksi (Kuva 15). Vuonna 2000 Nikulan pohjaeläimistön tila oli kaikkien muuttujien mukaan erinomainen.

Sen sijaan voimalan alapuolisten paikkojen pohjaeläimistön tila näyttäisi alentuneen lähes kaikkien tarkasteltujen muuttujien perusteella säännöstelyn aloittamisen ja koskien perkauksen jälkeen. Useilla paikoilla tila on pysynyt rakentamista edeltävää alkutilaa heikompana koko tarkastelujakson ajan, eikä ole palautunut vertailutilaa vastaavaksi. Lähimpänä voimalaa olevan Tastin kosken pohjaeläimistön tila oli erinomainen vuonna 1982, mutta sen jälkeen enintään hyvä, usein tyydyttävä tai välttävä. Hieman alempana sijaitsevan Slotten tila laski vuoden 1982 tason jälkeen hyväksi, eikä ole palautunut erinomaista tilaa vastaavaksi. Alajuoksun Skataforsin pohjaeläimistön osoittama tila heikkeni voimakkaasti voimalaitoksen rakentamisen jälkeen, mutta näyttää viime vuosina parantuneen ja on ollut kahtena viimeisenä tarkasteluvuotena erinomainen.



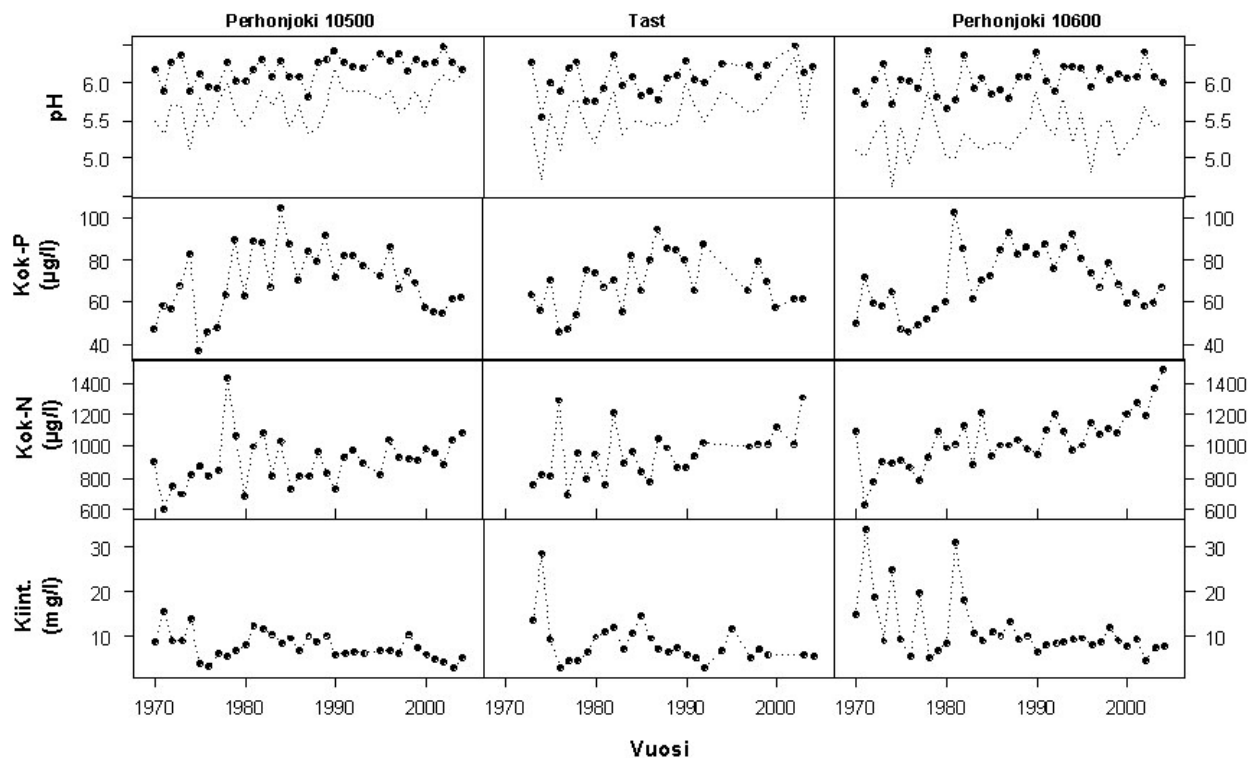
Kuva 15. Perhonjoen koskien pohjaeläinmuuttujien EQR-arvojen vaihtelu vuosina 1980–2000. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.

Taulukko 6. Perhonjoen (n = 77) ja Kyrönjoen (n = 112) aikasarjapaikkojen vedenlaatu-muuttujien pääkomponenttianalyysin yhteenvedo. Kunkin vedenlaatumuuttujan suurin lataus on lihavoitu. Taulukossa on myös PC-akselien yhteydet r<sup>2</sup> EQR:ien vaihteluun, Tilastollisesti merkitsevät (p < 0,05) on lihavoitu.

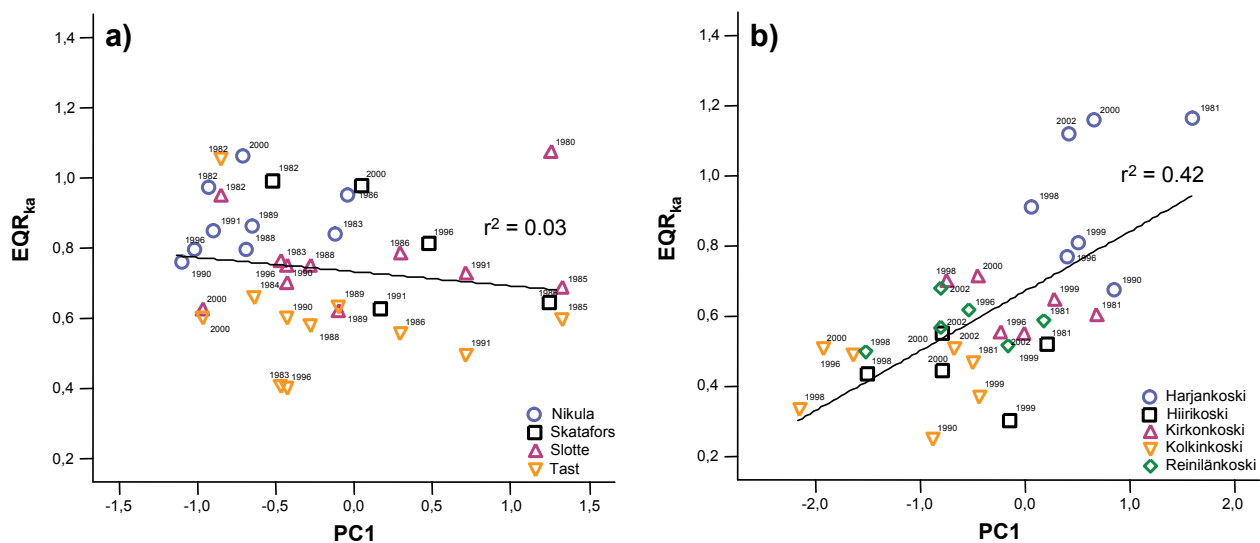
|   | PCI           | PC2           | PC3          |
|---|---------------|---------------|--------------|
| <b>Perhonjoki</b>   |               |               |              |
| Ominaisarvo   | 2,379         | 1,613         | 1,574        |
| % varianssista  | 29,7          | 20,2          | 19,7         |
| pH  | <b>-0,880</b> | 0,186         | -0,108       |
| Kiintoaine  | <b>0,729</b>  | 0,195         | 0,045        |
| Kemiall. hapenkul.  | <b>0,725</b>  | 0,244         | 0,146        |
| Alkaliniteetti  | <b>-0,656</b> | 0,048         | 0,343        |
| Kokonaisfosfori   | 0,153         | <b>0,854</b>  | -0,128       |
| Sameus  | -0,004        | <b>0,812</b>  | 0,250        |
| Sähkönjohtavuus   | 0,259         | -0,138        | <b>0,842</b> |
| Kokonaistyyppi  | -0,165        | 0,266         | <b>0,796</b> |
| r <sup>2</sup> :  |               |               |              |
| TT <sub>40</sub>  | 0,05          | 0,02          | 0,02         |
| PMA   | 0,00          | <0,01         | 0,01         |
| TT[R] <sub>40</sub>   | <0,01         | <b>0,12</b>   | 0,01         |
| ASPT  | 0,02          | <0,01         | <b>0,11</b>  |
| S   | 0,05          | <0,01         | 0,02         |
| EQR <sub>ka</sub>   | 0,03          | 0,01          | 0,05         |
| <b>Kyrönjoki</b>  |               |               |              |
| Ominaisarvo   | 2,564         | 2,379         | 1,602        |
| % varianssista  | 32,1          | 29,7          | 20,0         |
| Sähkönjohtavuus   | <b>-0,824</b> | 0,235         | 0,272        |
| Kokonaisfosfori   | <b>0,748</b>  | 0,015         | 0,244        |
| Kokonaistyyppi  | <b>-0,726</b> | 0,212         | 0,516        |
| Kemiall. hapenkul.  | -0,121        | <b>0,903</b>  | 0,029        |
| Kiintoaine  | 0,046         | <b>0,718</b>  | 0,556        |
| Alkaliniteetti  | 0,601         | <b>-0,706</b> | -0,222       |
| pH  | 0,643         | <b>-0,659</b> | -0,112       |
| Sameus  | -0,084        | 0,117         | <b>0,911</b> |
| r <sup>2</sup> :  |               |               |              |
| TT <sub>40</sub>  | <b>0,47</b>   | 0,02          | <b>0,20</b>  |
| PMA <sup>a</sup>  | <b>0,30</b>   | 0,09          | 0,10         |
| TT[R] <sub>40</sub>   | <b>0,19</b>   | 0,01          | 0,08         |
| ASPT  | <b>0,33</b>   | 0,04          | <b>0,17</b>  |
| S   | <b>0,42</b>   | 0,01          | <b>0,17</b>  |
| EQR <sub>ka</sub>   | <b>0,42</b>   | 0,03          | <b>0,18</b>  |
| <sup>a</sup> monimuuttujaregressio PCI+PC2, r <sup>2</sup> = 0,41 |               |               |              |

Hydromorfologisten muutosten ohella myös vedenlaatu on vaihdellut Perhonjoella tarkastelujakson aikana (Kuva 16). Happamuusjaksot ovat lieventyneet joen yläjuoksulla. Kokonaisfosforipitoisuus lisääntyi jakson keskivaiheille asti ja on sen jälkeen pienentynyt. Kokonaistyyppipitoisuudet näyttävät kohonneen etenkin alajuoksulla (Perhonjoki 10600). Korkeita kiintoainepitoisuuksia ei ole tavattu 1980-luvun alun jälkeen. Silmämääräisesti arvioiden pohjaeläimistön tilan ajallinen tai paikallinen Perhonjoella vaihtelu ei selkeästi liity ainakaan minkään yksittäisen vedenlaatumuuttujan vaihteluun. Vedenlaatumuuttujista muodostettu ensimmäinen pääkomponenttiakseli (PC1) selitti 32 % vedenlaatumuuttujien vaihtelusta, PC2 30 % ja PC3 20 % (Taulukko 6). Suurimmat lataukset PC1:llä saivat sähköjohtavuus, kokonaisfosfori ja -typpi ja sameus. PC2:n kanssa voimakkaimmin korreloivat mm. kemiallinen hapenkulutus ja kiintoaine ja PC3:n kanssa sameus. Pohjaeläinmuuttujat eivät korreloineet merkittävästi juuri minkään vedenlaatumuuttujista muodostetun pääkomponenttiakselin kanssa (Taulukko 6, Kuva 17). Myöskään askeltava monimuuttujaregressio ei tuonut lisäselitysvoimaa minkään pohjaeläinmuuttujan vaihteluun.

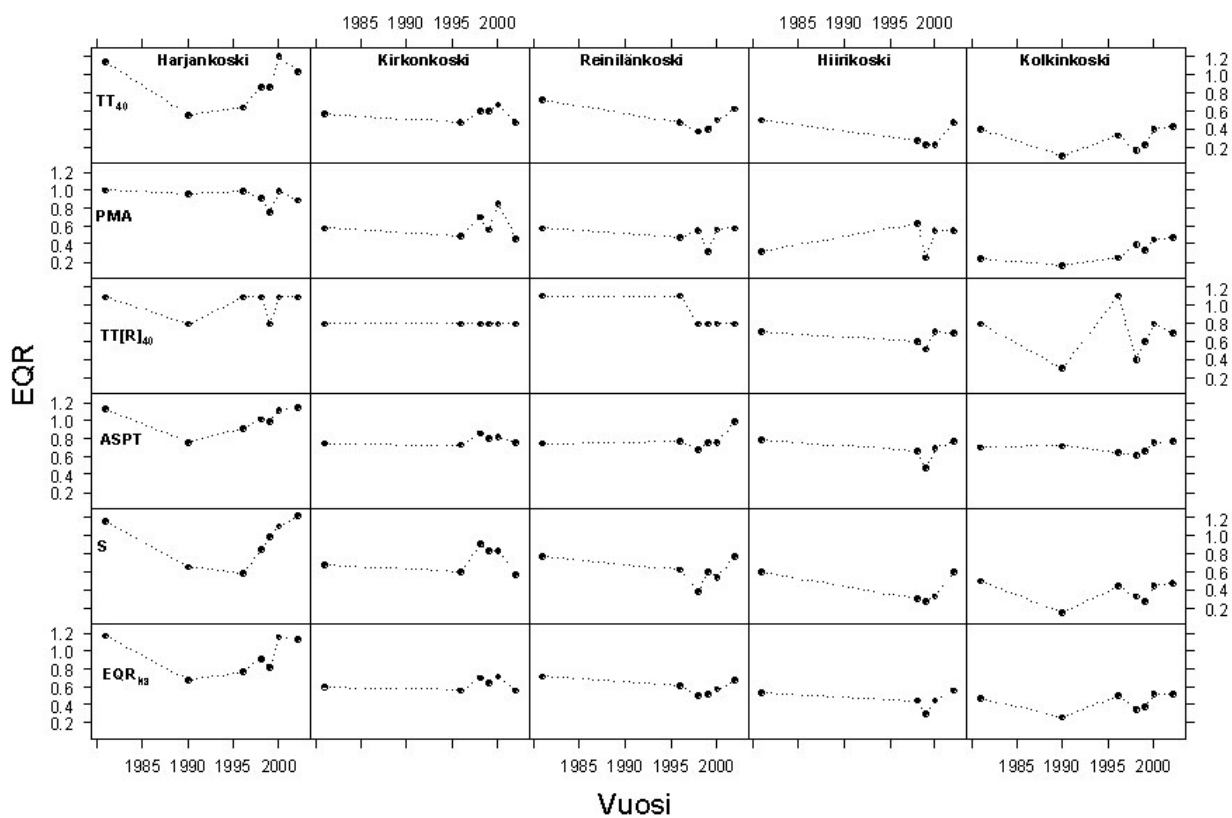
Ryhmäkoostumus ja ASPT vaikuttavat tässä aikasarjatarkastelussakin kaikkien karkeimmilta muuttujilta pohjaeläinyhteisöissä tapahtuneiden muutosten havaitsemisessa ja tyyppiominaisten taksonien esiintyminen sekä PMA herkeimmiltä ja toimivimmilta. Kaikista muuttujista laskettu keskiarvo on odotetusti herkkyydessään keskitasoa.



Kuva 16. pH:n (min-pH katkoviivalla), kokonaisfosforin (kok-P), kokonaistypen (kok-N) ja kiintoainepitoisuuden (Kiint.) vuosikeskiarvon vaihtelu Perhonjoella v. 1970–2004. Paikat ovat pohjaeläinhavaintopaikkoja lähinnä sijaitsevia vedenlaadun seurantapaikkoja.



Kuva 17. Keskiarvo-EQR:n ( $EQR_{ka}$ ) suhde vedenlaatuun (PC1) a) Perhonjoen ja b) Kyrönjoen seuranta-aineistossa.



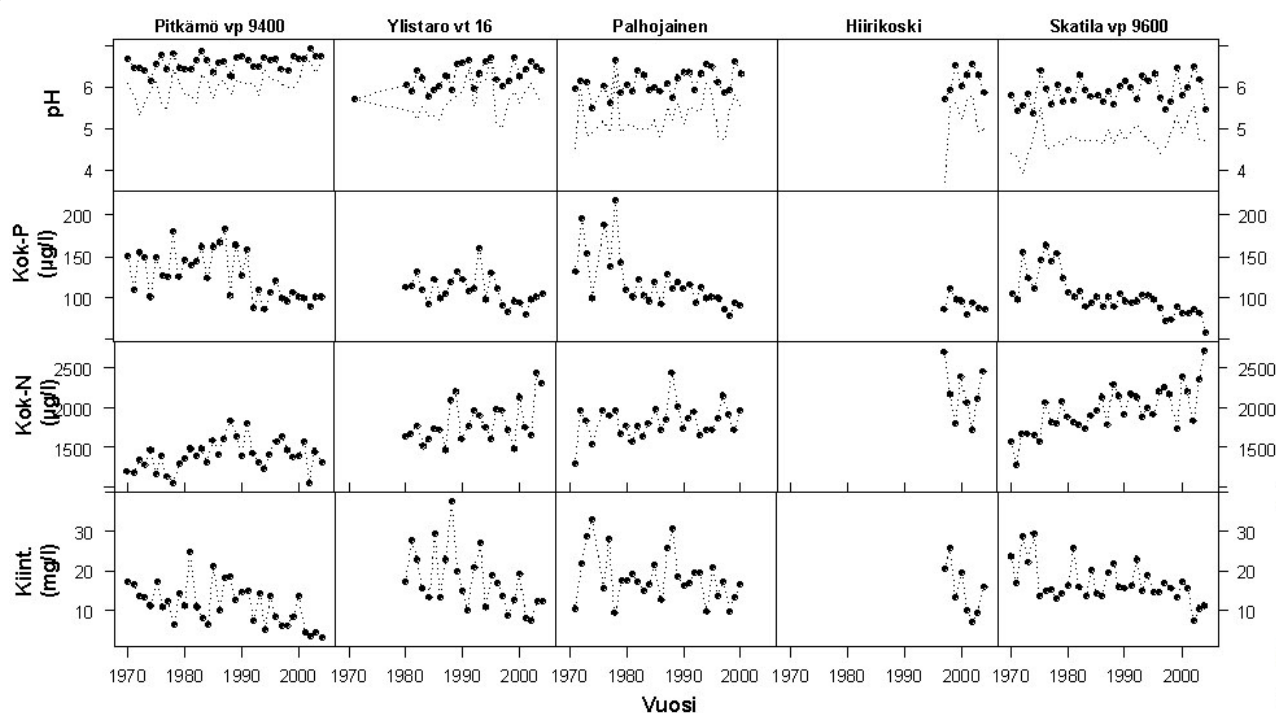
Kuva 18. Kyrönjoen koskien pohjaeläinmuuttujien EQR-arvojen vaihtelu vuosina 1981–2002. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.



### 2.7.5.2 Kyrönjoki

Kyrönjoen pohjaeläimistön tilassa on lähinnä maankäytöstä johtuen selvä laskeva gradientti yläjuoksulta alajuoksulle; Harjankoskelta Kolkinkoskelle (Kuva 18). Kauhajoen Harjankosken tila on kaikkien muuttujien perusteella selvästi parempi kuin alajuoksun koskien. Koskien väliset erot johtunevat pääosin veden happamuudesta, osin ravinnekuormitukseen liittyvästä rehevöitymisestä. Harjankoskea lähinnä olevan vedenlaadun tarkkailupaikan (Pitkämäo vp 9400) pH on kohonnut tasaisesti 1970-luvulta 5,5:stä lähelle 6,5:ttä, mutta Kyrönjoen alajuoksulla pH on vaihdellut ja alhaisia, jopa alle 4,5:n pH-lukemia on tavattu Skatila vp 9600 -asemalla (Kolkinkoski) vielä viime vuosinakin (Kuva 19). Syynä tähän saattavat olla Kyrönjoella voimakas alunamaiden maankäyttö ja osin vesistöarakentaminen vuosina 1996–2003. Töistä johtuva kiintoainekuorma tai alhainen pH saattaa olla myös selitys pohjaeläimistön tilan heikkenemiseen vuosina 1999(2000) Reinilänkosken, Hiirikosken ja Kolkinkosken alueilla. Kolkinkosken yläpuolella olevan Hiirikosken alueen alhaiseen arvoon vaikuttanevat juoksutusta ohjaavat yläpuoliset betonipatorakenteet. Kyrönjoen alajuoksun tilassa voidaan nähdä pohjaeläinmuuttujien perusteella osittaista parantumista suurten vesirakentamistöiden päätyttyä ja mahdollisesti kuormitusta vähentävien toimien seurauksena. Myös eri vuosien sääolot vaikuttavat voimakkaasti pohjaeläimistöön kohdistuvaan stressiin.

Kyrönjoen aikasarjapaikkojen vedenlaatumuuttujien ensimmäinen pääkomponentti-akseli (PC1) selitti 30 % vedenlaatumuuttujien vaihtelusta ja toinen ja kolmas molemmat 20 % (Taulukko 6). PC1:llä suurimmat lataukset saivat mm. pH ja kiintoaine ja kemiallinen hapenkulutus. PC2:n kanssa voimakkaimmin korreloivat mm. kokonaisfosfori ja sameus ja PC3:n kanssa sähkönjohtavuus ja kokonaistyyppi. Toisin kuin Perhonjoella, oli Kyrönjoen kaikkien luokittelutekijöiden pohjaeläinmuuttujien vaihtelu voimakkaasti yhteydessä tarkastelujakson vedenlaatahavainnoista muodostettuihin pääkomponentteihin (Kuva 17).



Kuva 19. pH:n (min-pH katkoviivalla), kokonaisfosforin (Kok-P), kokonaistypen (Kok-N) ja kiintoainepitoisuuden (Kiint.) vuosittaisen keskiarvon vaihtelu Kyrönjoella v. 1970–2004. Paikat ovat pohjaeläinten näytteenottopaikkoja lähinnä sijaitsevia vedenlaadun seuranta- ja mittauspaikkoja.

Kaikkien muuttujien EQR:ien vaihtelua selitti PC1 ja useimpien, PMA:ta ja ryhmäkoostumusta lukuun ottamatta, myös PC3. PC2 selitti yhdessä PC1:n kanssa PMA:n vaihtelua paremmin kuin PC1 yksinään. Muutoin askeltava monimuuttujaregressio ei parantanut pääkomponenttien selitysvaimaa.

Pohjaeläinmuuttujissa näkyy sama herkkyysero kuin Perhonjoen tarkastelussa: ryhmäkoostumus ja ASPT vaikuttavat karkeimmilta ja tilan alenemista osoittavat selkeimmin tyyppiominaisten taksonien esiintyminen, PMA ja taksonien lukumäärä.

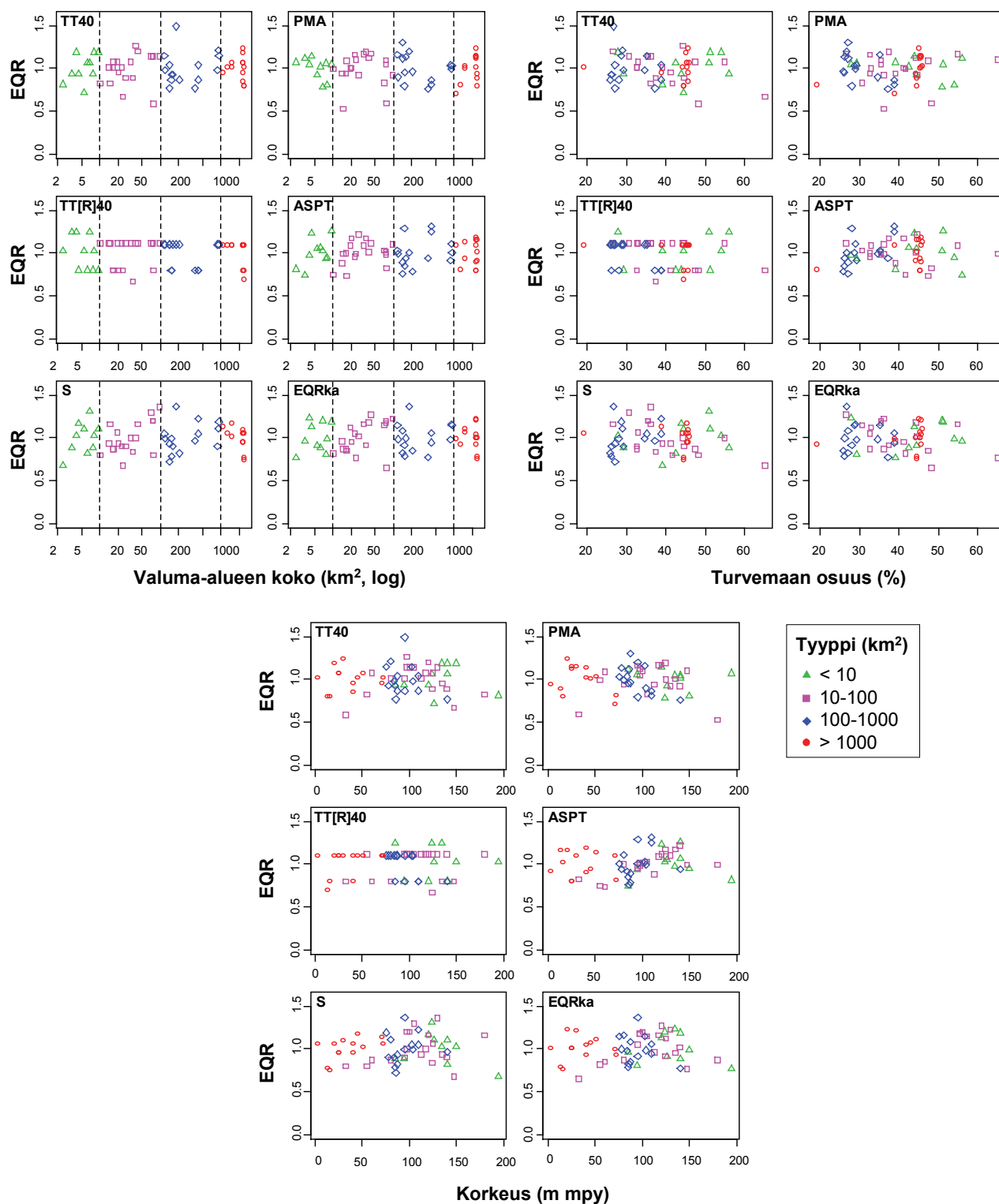
## 2.8 Tulosten tarkastelu

### 2.8.1 Tyypittelyn toimivuus

Pohjaeläinyhteisökoostumukseen perustuvassa ordinaatioanalyysissä vertailukoket erottuivat melko yhtenäisiin ryhmiin jokityyppien mukaisesti. Myös useimpien alustavasti valittujen luokittelumuuttujien arvojen vaihtelu kunkin tyyppin sisällä oli aineistojen epäyhtenäisyydestä huolimatta verrattain pientä, mikä mahdollisti ihmistoiminnan muuttamien kohteiden johdonmukaisen erottelun vertailukohteista. Ehdotettu jokityypittely näyttää siis melko toimivalta tutkimusalueella. Tulosta ei kuitenkaan voi vielä yleistää, sillä kohteet edustivat vain kolmea, koon perusteella eroteltua jokityyppiä maantieteellisesti suppealla alueella. Ordinaatioanalyysissä koket järjestyivät melko johdonmukaisesti kokogradientille mikä osoittaa joen koon olevan pohjaeläinten yhteisökoostumuksen säätelyssä ensisijainen tekijä kun kokovaihtelu aineistossa on riittävän suuri ja alueellinen vaihtelu on vähäistä. Joen (valuma-alueen) koko oli ekoalueen jälkeen selvästi määräävin tekijä myös Saksan vertailujokien pohjaeläinyhteisöjen erottelussa (Lorenz ym. 2004). Pienimmän kokoluokan (tyypin) suuri sisäinen hajonta, joka suurelta osin selittyi joen koolla, viittaa siihen, ettei A-järjestelmää noudattava kokoerottelu ole pienimpien jokien osalta välttämättä riittävä.

Muiden tyypittelytekijöiden (turvemaan osuus ja korkeus merenpinnasta) vaihtelu aineistossa oli vähäistä eikä niiden yhteys pohjaeläinyhteisön vaihteluun ollut eroteltavissa. Vähäisen korkeusvaihtelun vaikutus luultavasti yhdistyi kokovaihteluun, sillä valuma-alueen koon ja korkeusaseman välillä oli voimakas yhteys ( $r = 0,79$ ,  $n = 57$ ). Turvemaasuudella ja korkeusasemalla ei näyttänyt myöskään olevan selvää vaikutusta pohjaeläinmuuttujien vertailuolovaihteluun (Kuva 20).

Myöskään maantieteellisen sijainnin merkitystä ei voitu aineiston perusteella todentaa. Kuitenkin on odotettavissa että A-järjestelmässä ehdotettu Illiesin ekoalueruymittely ei ole riittävä Suomen jokieluöstön alueellisen vaihtelun huomioimiseksi, eikä siten riittävä tyypittelyn ja vertailuolujen määrittelyn kannalta. Pohjoisinta Lappia lukuun ottamatta koko Suomi kuuluu samaan Illiesin ekoalueeseen. Käytännössä kaikissa alueellisen mittakaavan tarkasteluissa maantieteellinen sijainti on osoittautunut merkittävimäksi virtavesieliöstön yhteisökoostumuksen säätelijäksi Suomessa (Heino ym. 2002, 2003), Ruotsissa (Sandin & Johnson 2000, Sandin 2003, Sandin & Johnson 2004) muualla Euroopassa (Lorenz ym. 2004, Davy-Bowker et al. 2006), sekä sen ulkopuolella (esim. Simpson & Norris 2000). Mahdollinen, mutta testaamista edellyttävä ratkaisu alueellisen vaihtelun huomioimiseksi olisi määrittellä tarvittaessa jokityyppien vertailuolot erikseen kullekin vesienhoito- tai muutoin maantieteellisesti rajatulle alueelle "perustyyppittelyn" pysyessä ennallaan (Hämäläinen ym. 2002). Toisaalta korkeus merenpinnasta liittyy Suomessa vahvasti alueellisuuteen, joten jos korkeusasema otettaisiin riittävällä tarkkuudella tyypittelyssä huomioon (direktiivin edellyttämänä pakollisena tekijänä) voisi aluetekijän tarpeellisuus poistua.



Kuva 20. Vertailupaikkojen pohjaeläinmuuttujien yhteismitallistettujen EQR-arvojen (SPE) vaihtelu tyyppitelytekijöiden (valuma-alueen koko, turvemaan osuus ja korkeusasema) gradientilla. Jokityypit on eroteltu symbolein. Muuttujalyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.

## 2.8.2 Luokittelumuuttujat

Ekologisen tilan arvioinnissa käytettävien yhteisörakenteen piirteiden (laatutekijöiden) sekä niitä kuvaavien muuttujien valinta on vääjäämättä päätäntään perustuvaa. Todellista, ”oikeaa” ekologista tilaa tai laatuahan ei ole, vaan arvioinnissa käytettävät tekijät ja muuttujat itsessään sen määrittelevät ad hoc. Vesipuitedirektiivin tarkoittama ekologisen tilan käsite on jäsenmaiden yhteisesti hyväksymänä ohjeellisesti määritelty liitteessä V, joten sen antamia määrittelyjä pidettiin tässä työssä laatuluokittelussa käytettävien muuttujien valinnan lähtökohtana. Direktiivitekstiä mahdollisimman kirjaimellisesti noudattelevan ratkaisun tulisi olla riittävä ja myös juridisesti hyväksyttävä. Tarjolla olevien muuttujien (ts. luokittelussa käytettävien muutosulottuvuuksien) määrä on käytännössä rajaton; esim. Dahl ym. (2004) luettelevat 84 mahdollista pohjaeläinmuuttujaa jokien tilan arviointiin, joskin vain osa näistä sopii direktiivin antamiin määrittelyihin. Muuttujien ryhmittely direktiivin mukaisiin laatutekijöihin on kylläkin paljolti tulkinnanvaraista.

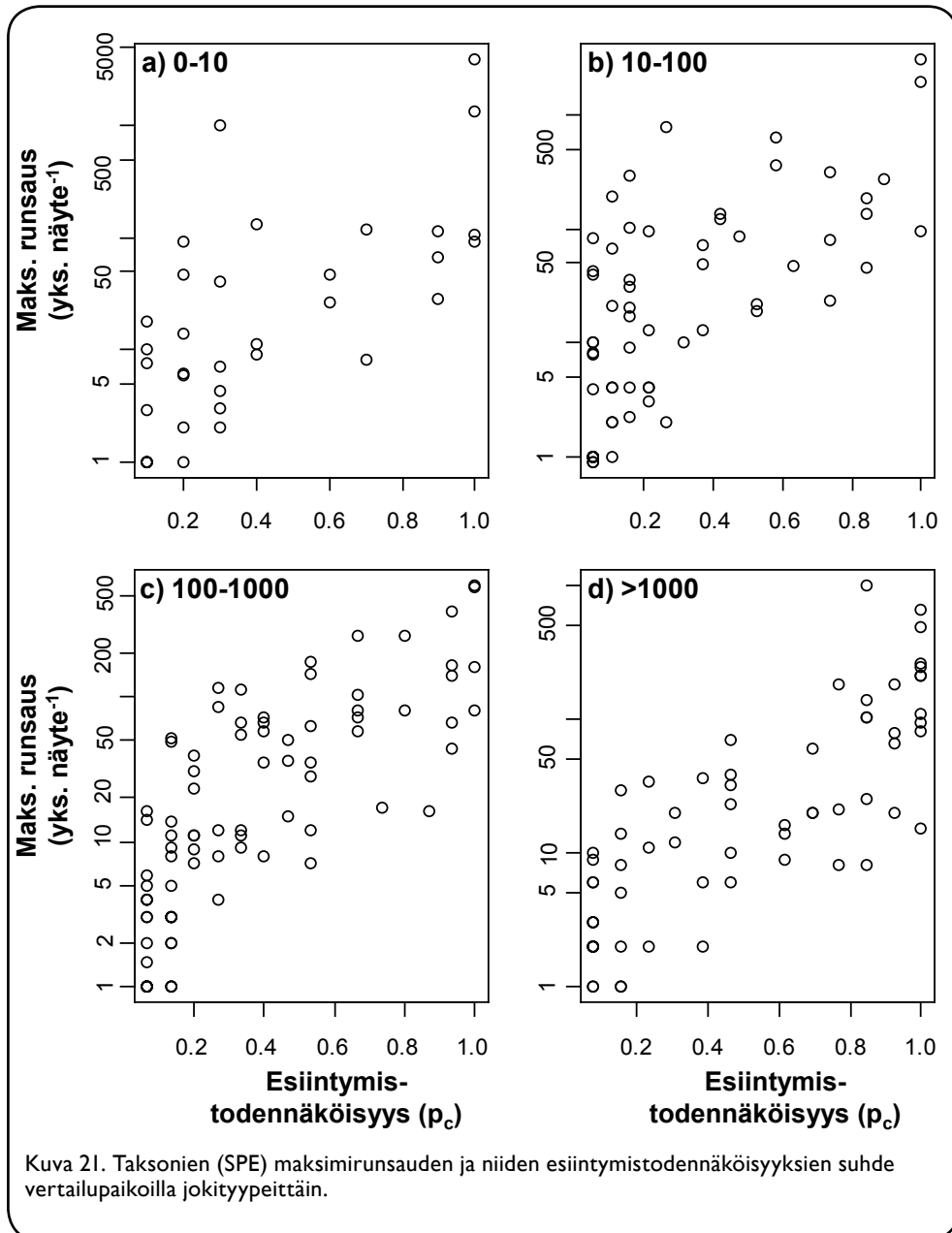
Lähtökohdan mukaisesti tässä työssä kutakin viidestä VPD:n liitteessä V mainitusta yhteisörakenteen piirteestä pyrittiin kuvaamaan numeerisesti yhdellä muuttujalla, jonka katsottiin vastaavan määrittelyjä ja olevan sisällöltään ekologisesti merkityksellinen. Pyrkimyksenä ei siis ollut löytää tietyille ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille spesifisiä tai herkkiä indikaattoreita (vrt. esim. Hering et al. 2006), vaan muuttujia, jotka ensisijaisesti indikoivat direktiivin määritelmien mukaisesti pohjaeläimistön tilaa yhtäläisesti jokityypistä sekä paineiden ja muutoksen laadusta riippumatta. Johdonmukaisuuden vuoksi katsottiin eduksi jos samoja muuttujia voitaisiin käyttää myös järvien pohjaeläimistölle (ks. Hämäläinen & Aroviita 2003; Aroviita & Hämäläinen 2005, 2006a; Tolonen ym. 2005) ja mahdollisesti muillekin eliöryhmille. Vaihtoehtoisten muuttujien soveltuvuuden teknisinä kriteereinä käytettiin arvojen vaihtelua vertailuololoissa, sekä muutettujen kohteiden arvojen erottumista vertailuarvoista. Täydentävänä valintaperusteena pidettiin kuitenkin luokittelumuuttujien ja ihmistoiminnan voimakkuutta kuvaavien muuttujien korrelaatiota. Vaikka pohjaeläimistö onkin ekologisen tilan luokittelun itsenäinen komponentti, sellaiset muuttujat, joiden vaihtelu johdonmukaisimmin liittyi ihmistoiminnan aiheuttaman muutoksen voimakkuuteen ja sen myötä kenties yleiseen käsitykseen joen tilasta, ajateltiin mielekkäiksi. Kutakin luokittelutekijää kuvaamaan valittiin em. kriteereiden perusteella parhaimmaksi osoittautunut muuttuja: tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT, taksonikoostumus, ”lajisto”), mallinkaltaisuus (PMA, lajisto ja lajien runsaussuhteet), ASPT-indeksi (muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhde), tyyppiominaisten ryhmien esiintyminen (TT[R]), taksonomisten pääryhmien puuttuminen) sekä lajirunsaus (S, monimuotoisuus).

### 2.8.2.1 Taksonikoostumus

Lajikoostumusmuuttuja on yhdenmukainen viime aikoina etenkin jokien tilan arvioinnissa yleistyneiden ennustavien mallien tuottaman O/E-suhteen (”taksonomisen eheyden”, Hawkins 2006) kanssa. Muuttuja mittaa lajistossa tapahtunutta muutosta ja on intuitiivisesti mielekäs. Muuttuja ei ole spesifinen millekään häiriölle vaan tyyppille ominaisten taksonien häviämistä arvioidaan samanarvoisesti tilanteesta riippumatta. Muuttuja on myös periaatteessa yhtäläillä käyttökelpoinen kaikille eliöryhmille ja vaikuttaa toimivalta pohjaeläimille myös järvien ekologisessa luokittelussa (Hämäläinen & Aroviita 2003; Tolonen ym. 2005; Aroviita & Hämäläinen 2005, 2006a). Tyyppille ominaisten taksonien esiintymisen käytön lisäetuna on se, että se sallii tyyppittelyperustaisen lähestymistavan suoran vertailun luonnon jatkuvuuden paremmin huomioivaan ja siksi teoreettisesti luotettavampaan mallinnusperustaiseen luokitteluun.

Koostumusmuuttujaan liittyen tutkittiin  $p_c$ -arvoa, sillä aikaisemmat tutkimukset (Johnson & Sandin 2001, Ostermiller & Hawkins 2004) ja alustavat tulokset viit-

tasivat siihen, että useimmin käytössä olleet  $p_c = 0$  tai  $p_c = 0,5$  eivät välttämättä johda parhaaseen tulokseen. Suuri  $p_c$  arvo todennäköisesti vakauttaa vertailuolovaihtelua sen vuoksi että harvinaiset tai harvinaisilta vaikuttavat lajit ( $p$  pieni) ovat useimmiten vähälukuisia, tulevat siksi satunnaisesti näytteisiin ja aiheuttavat ”hälyä” (esim. Marchant 1999, Hämäläinen ym. 2003). Luonnostaan runsaslukuiset lajit puolestaan tulevat säännöllisemmin näytteisiin (Kuva 21) ja niihin perustuva tila-arviointi on siksi vähemmän altis havaintovirheelle. Harvinaisten taksonien karsiminen tarkasteluista ei liene kriittistä ekologisen tilan arvioinnin kannalta, koska nämä lajit ovat oletettavasti vähälukuisina (Kuva 21) pääsääntöisesti myös ekologisesti vähämerkityksellisiä, kun taas yleiset ja runsaat lajit toiminnallisesti tärkeimpiä. Vaikka harvinaiset ja vähälukuiset lajit ovatkin lähtökohtaisesti ympäristön muutoksille herkkiä, se ei poista sitä tosiseikkaa, että myös monet luonnontilassa yleiset ja runsaslukuiset lajit ovat herkkiä muutoksille. Tämä ilmeni konkreettisesti siten, että muuttuneiden jokikohteiden erottuminen ja ekologisen laatusuhteen yhteys veden laatuun oli voimakkein, kun tarkastelussa huomioitiin vain melko yleiset lajit ( $p_c = 0,4$ ).



### 2.8.2.2 Runsaussuhteet

Runsaussuhteita kuvaamaan valittu prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA, Novak & Bode 1992) on verrattain uusi lähestymistapa eliöyhteisöjen muutosten arvioinnissa. Myös PMA on epäspesifinen häiriön suhteen ja se ottaa lajiston lisäksi huomioon runsaussuhteet. PMA myös korreloi häiriöspesifisten indeksien ja yhteisökoostumuksen (ordinaatioakselit) kanssa (Novak & Bode 1992, Passy & Bode 2004). Useimmat spesifiset indeksit perustuvat lajien runsaussuhteisiin, joten niiden arvojen muutos ilmenee miltei vääjäämättä myös PMA:n muutoksena. Yhteys on kuitenkin epäsymmetrinen: PMA:n osoittama merkittäväkään koostumuksen muutos ei välttämättä ilmene missään häiriöspesifisessä indeksissä. PMA:n on todettu toimivan hyvin eri tilanteissa. Se oli ordinaatiomenetelmien ohella herkin kaivos- ja paperiteollisuuden, kaupungistumisen (Kilgour ym. 2004) ja myös maatalouden (Barton 1996) aiheuttamien purojen pohjaeläinyhteisöjen muutosten havaitsemisessa. Vastikään Passy & Bode (2004) osoittivat PMA:n toimivan myös muutosten havaitsemisessa virtavesien piilevyhteisöissä. Suomessa PMA:ta on kokeiltu menestyksellisesti säännösteltyjen järvien tilan arvioinnissa rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön perustuen (Hämäläinen & Aroviita 2003; Aroviita & Hämäläinen 2005, 2006a) ja järvisyvänteiden pohjaeläimille (Tolonen ym. 2005). PMA:n laskennassa huomioidaan vain taksonien runsaussuhteet, ei varsinaisia runsauksia, joiden tarkastelulle koskien pohjaeläinnäytteenoton epäkvantitatiivisuus asettaa rajansakin. Ekologisessa mielessä eläinten runsaudet voivat kuitenkin olla oleellisempia kuin lajien suhteelliset runsaudet. PMA:n periaatetta voisi kenties soveltaa myös kvantitatiivisuus huomioiden muodostamalla malliyhteisö runsauksien perusteella ja käyttämällä soveltuvaa etäisyysmittaa prosenttisen samankaltaisuuden sijasta.

### 2.8.2.3 Tärkeät taksonomiset ryhmät

”Tärkeiden” taksonomisten ryhmien esiintymisen tarkastelu on ongelmallinen. Taksonomisen ryhmän tärkeys on tulkinnanvarainen. Tässä tukeuduttiin direktiivin englanninkieliseen versioon, jonka ”major” voidaan lähinnä tulkita tarkoittavan taksonomisia ”pääryhmiä”. Näin ollen tarkasteltiin ylempien, lähinnä lahkotason taksonien, kuten päivänkorentojen, vesiperhosten, kaksisiipisten jne. esiintymistä. Luonteva tapa mitata ryhmien esiintymistä oli käyttää samaa menetelmää kuin taksonikoostumuksen mittaamisessa (TT). Ryhmäkoostumus osoittautui odotetusti heikosti muutoksiin reagoivaksi muuttujaksi, koska kuhunkin suureen pääryhmään tavallisesti lukeutuu muutoksia hyvin kestäviä lajeja. Muuttuja reagoinee vain hyvin voimakkaisiin häiriöihin, tässä aineistossa esimerkkinä Perhönjoen Tastin tilan heikkeneminen 1980-luvun alussa voimalaitosrakentamisen seurauksena (Nyman ym. 1986, Nyman 1995, Kuva 15), sekä Kyrönjoen alajuoksun moniongelmaiset kosket (Kuva 18).

### 2.8.2.4 Muutosherkät taksonit

Tämän luokittelutekijän sisällyttäminen ekologisen luokitteluun on ongelmallista, koska kunkin taksonin herkkyyys vaihtelee muutoksen laadusta riippuen ja taksonien ”yleistä” muutosherkkyyttä on vaikea, ellei mahdoton määritellä. Lisäksi voidaan kysyä miksi muutosherkät taksonit ovat pohjaeläimistön tilan kannalta erityisasemassa. Muutosherkkien ja epäherkkien taksonien suhdetta mitattiin tässä, paremman puutteessa, Brittein saarten jokivesistöille kehitetyllä ASPT-indeksillä (Armitage ym. 1983). Indexi on spesifinen orgaaniselle kuormitukselle, mikä ilmenee tässäkin aineistossa siinä, ettei se — toisin kuin muut valitut, epäspesifiset muuttujat — osoita esimerkiksi happamuudesta johtuvaa pohjaeläinyhteisön muutosta (Liite VI).

### 2.8.2.5 Monimuotoisuus

Taksonomisen monimuotoisuuden sisällyttäminen ekologisen tilan arviointiin on hyvin perusteltavissa, koska luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen on yleisesti tärkeänä pidetty tavoite ja koska monimuotoisuuden arvellaan esimerkiksi lisäävän yhteisöjen vakautta (esim. Tilman 1996) ja olevan yhteydessä yhteisöjen toiminnallisuuteen (Jons-son & Malmqvist 2000, Loreau M. 2000). Monimuotoisuuden mittaaminen sen sijaan on ongelmallista ja esimerkiksi tässä parhaaksi arvioitu muuttuja, taksonimäärä, on herkkä näytteen koolle ts. havaintovirheelle. Tätä teknistä ongelmaa voitaisiin helpottaa hyvin vakioidulla näytteenotolla, sekä mahdollisesti laskennallisilla korjauksilla. Ongelmista huolimatta taksonien lukumäärä vaikuttaa tämän tutkimuksen laadullisesti heikonkin aineiston perusteella kelvolliselta muuttujalta jokien pohjaeläimistöön perustuvaan tila-arviointiin. Sama muuttuja näyttää sovelialta myös järvien pohjaeläimille (Hämäläinen ja Aroviita 2003; Tolonen ym. 2005; Aroviita & Hämäläinen 2005, 2006a, 2006b).

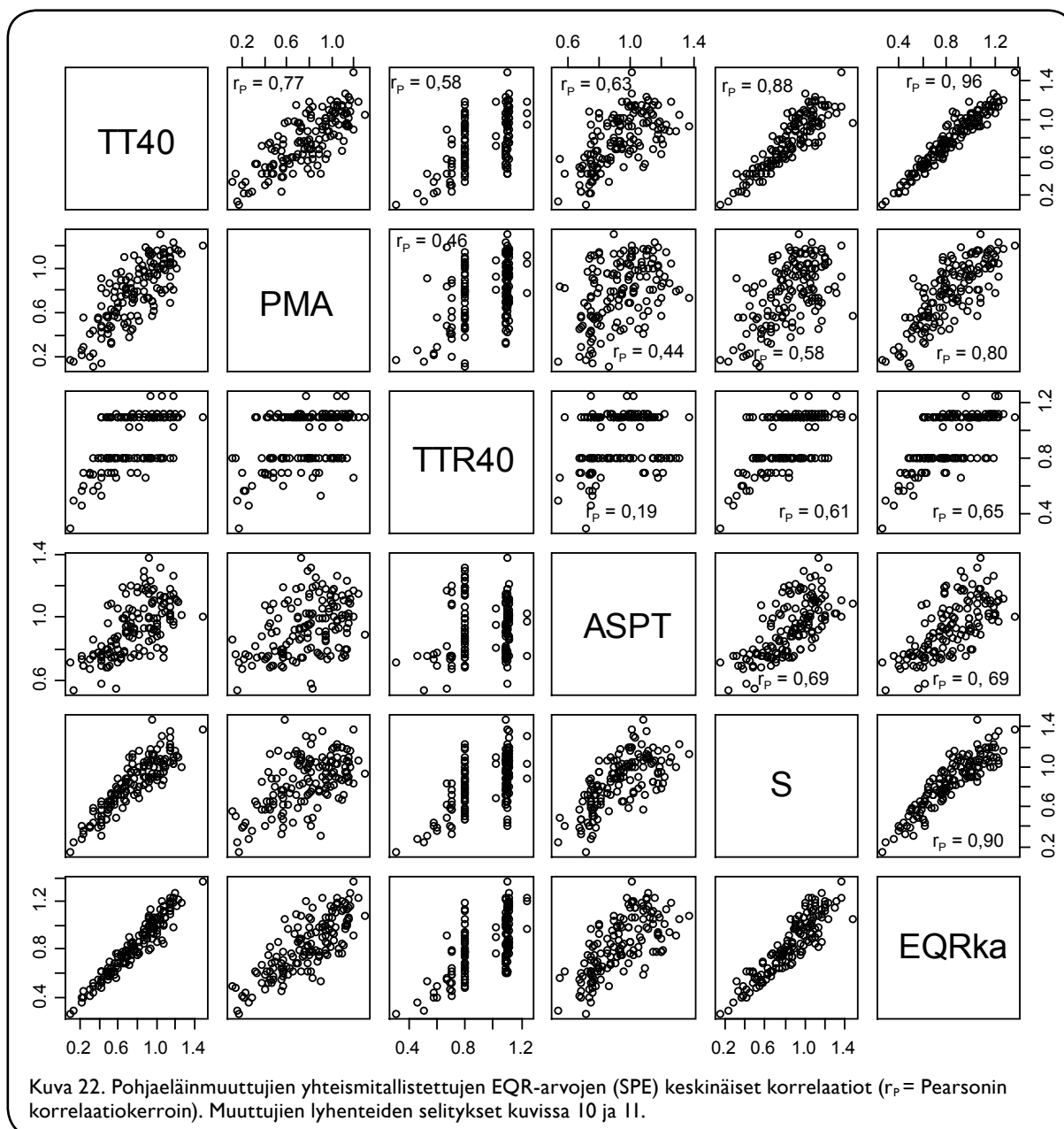
### 2.8.2.6 Muuttujien yhdistäminen

Käytettyjen kriteereiden perusteella parhaat yksittäiset luokittelumuuttujat (TT ja PMA) olivat myös parempia kuin kaikki muuttujat yhdistävä keskiarvo,  $EQR_{ka}$ . Käytetyillä kriteereillä johonkin yksittäiseen muuttujaan perustuva luokittelu voisi siis johtaa parempaan lopputulokseen kuin kaikkien muuttujien yhdistäminen. Luokittelu  $EQR_{ka}$ :n perusteella onnistui kuitenkin suhteellisen hyvin ja kaikkien viiden luokittelutekijän huomioiminen ekologisen tilan arvioinnissa on perusteltua jos halutaan noudattaa direktiivin ohjeistusta.

Yleinen periaate useisiin muuttujiin perustuvissa tila-arvioinneissa on säilyttää keskenään korreloituneista muuttujista vain yksi (esim. Hering et al. 2006). Tämä onkin perusteltua silloin kun muuttujien välillä on tekninen, matemaattisesti välttämätön korrelaatio. Jos muuttujien korrelaatio sen sijaan aiheutuu vain yhtenevästä vasteesta ympäristön vaihteluun, on niiden karsiminen korrelaatiosta johtuen heikommin perusteltavissa. Tässä parhaiksi arvioitujen muuttujien vaihtelu aineistossa on pääosin heikosti korreloitunutta. Poikkeuksena on lajimäärä ja tyypille ominaisten taksonien lukumäärä ( $r_p = 0,88$ ; Kuva 22), mutta näidenkään muuttujien korrelaatio ei ole teoreettisesti välttämätön. Jos muutoksen seurauksena tyyppiominaiset lajit korvautuvat toisilla, voi lajimäärä pysyä muuttumattomana tai jopa kasvaa. Haluttaessa kokonaisarvio  $EQR_{ka}$  voitaisiin käytännössä korvata lajikoostumusmuuttujalla tuloksen juuri muuttumatta (Kuvat 10–12, 21; liitteet II–VII).

“One-out, all-out” -periaatteen mukaan luokitus määräytyi huonointa tilaa osoittavan muuttujan mukaan. Tällöin heikentyneeseen tilaan luokiteltujen paikkojen lukumäärä odotetusti kasvoi niin vertailu- kuin muutettujen paikkojen joukossa (kuva 13). Korrelaatio vedenlaatuun voimistui hieman “one-out, all-out” -menetelyllä verrattuna  $EQR_{ka}$ :han, sillä voimakkaimmin muutettujen paikkojen luokitus aleni enemmän kuin vähemmän muutettujen ja varianssi kasvoi (kuva 14b). Voimakkaammin muutettujen paikkojen eläimistössä näkynee useammin suuri poikkeama vertailuarvosta ainakin jossain luokittelumuuttujassa, kun taas keskiarvo tasoittaa vain yhdessä luokittelutekijässä näkyvän tilan heikkenemisen.

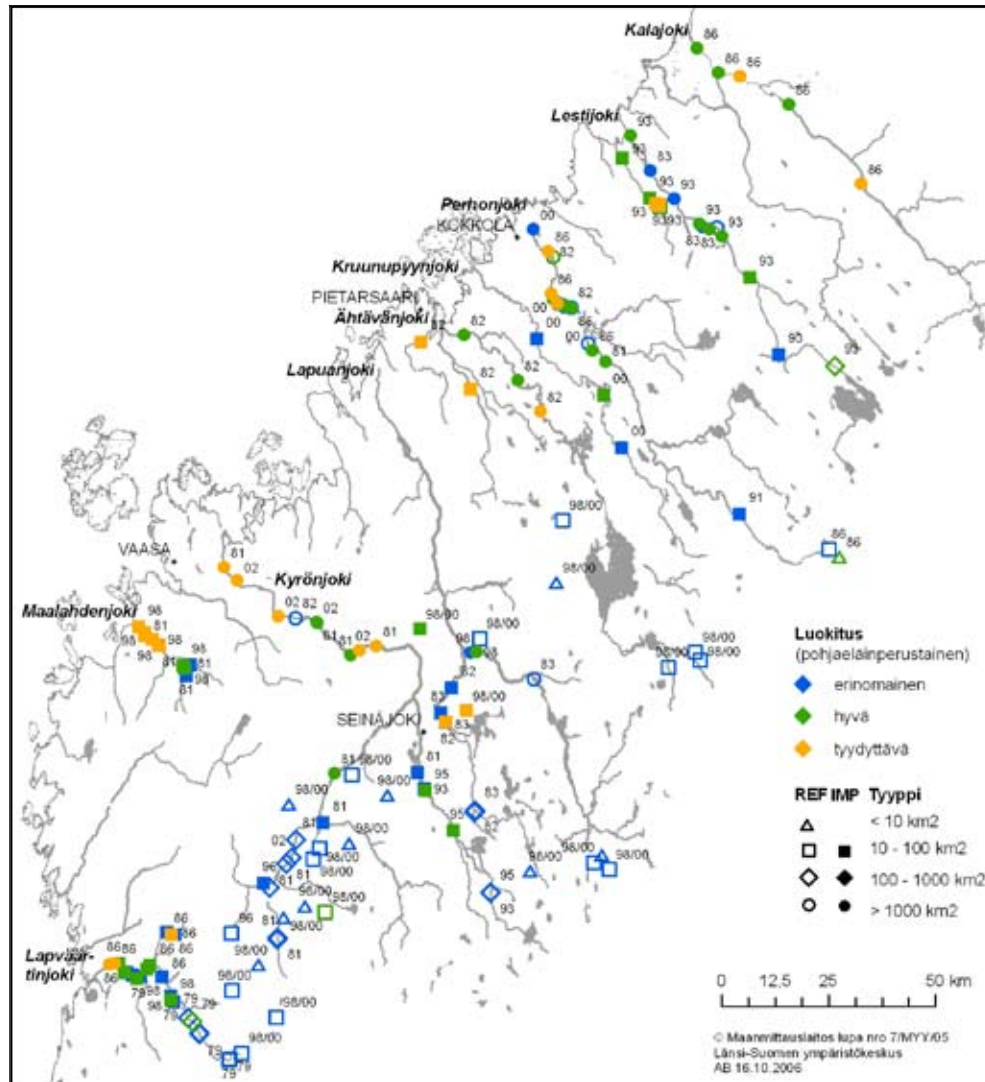
Muuttujien yhdistämistapa lopulliseksi tila-arvioksi on periaatekysymys; objektiivisesti oikeaa tapaa ei ole. “One-out, all-out” -periaatteeseen sisältyvien teknisten riskien vuoksi (esim. Sandin 2005, Søndergaard ym. 2005) yleisesti nähdään parempana muodostaa muuttujista eliöryhmää koskeva kokonaisarvio keskiarvon perustella. Tässä tarkoitukseen sovellettu muuttujien jatkuvaan lineaariseen skaalaukseen ja vertailuarvojen vaihteluun kiinnitetty keskiarvo on vain yksi mahdollinen vaihtoehto. Menetelmän etuna on se että se ottaa huomioon muuttuja-arvojen jatkuvuuden.  $EQR$ -arvot myös palautetaan helposti tulkittavalle luokitteluskaalalle, joka on vertailtavissa sekä muuttujien välillä että haluttaessa eri biologisten elementtien välillä. Menetelmä on sovellettavissa riippumatta siitä, miten luokkien raja-arvot määritellään alkuperäisellä  $EQR$ -asteikolla.



### 2.8.3 Taksonominen erottelu

Direktiivi edellyttää jäsenvaltioita määrittelemään ”sopiva taksonominen taso, jotta laatutekijöiden luokituksessa saavutetaan riittävä luotettavuus ja tarkkuus”. Yleinen käsitys on, että tarkemmalla erottelutasolla voidaan havaita lievempiä ympäristön tilan muutoksia, kun taas karkeammalla määrittelytasolla havaitaan vain voimakkaammat muutokset (esim. Lenat & Resh 2001, Waite ym. 2004). Yleensä heimotason määrittelyä suositellaan voimavarojen säästämiseksi (esim. Bailey ym. 2001), vaikka tarkemman määrittelytason tarjoamaa parempaa erottelukykä voidaan pitää lähes kiistattomana (Lenat & Resh 2001). Myös Pohjanmaan joissa muutettujen paikkojen erottelu vertailupaikoista onnistui paremmin tarkemman määrittelytason aineistolla ja yhteys veden laatuun oli voimakkaampi sekä yksittäisten luokittelumuuttujien (TT, PMA, monimuotoisuusmuuttujat) että keskiarvo-EQR:n osalta. Tässä työssä käytetty tarkempikin määrittelytaso oli monilta osin heimotason kanssa yhteneväinen, sillä suurin osa heimoista sisälsi vain yhden tarkemmin määritetyn taksonin (suku tai laji).





Kuva 23. Havaintopaikkojen pohjaeläimistön tila EQ<sub>R</sub>:n perusteella arvioituna. Erinomaisen ja hyvän ekologisen luokan raja kiinnitettiin vertailupaikkojen 10. prosenttipisteeseen tyyppikohtaisesti. Huomaa että arvot perustuvat kunkin paikan tuoreimpaan näytteeseen joka kuitenkin on joillakin paikoilla yli 20 vuoden takaa.

Tarkimman määrittystason muutettujen paikkojen erottelukyky olisi saattanut vielä parantua, jos esimerkiksi *Micrasema*, *Athripsodes*, *Ceraclea* ja *Oecetis* -vesiperhosia ja *Nemoura*-koskikorentoja ei olisi jouduttu, alkuperäisten aineistojen vaihtelevuudesta johtuen, redusoidaan sukutasolle tai Dytiscidae-kovakuoriaisia ja Limnephilidae-vesiperhosia heimotasolle (Liite I, ks. kpl 2.2.1).

Ainakin Suomen niukkalajisissa vesistöissä määrittämisestä tinkimällä saatava resursien säästö voi olla vähäistä suhteessa menetettyyn hyötyyn. Tarkka määrittäminen lisää myös seuranta-aineistojen arvoa muussa kuin VPD:n toteutuksessa, esimerkiksi uhanalaisuusseurannoissa. Mahdollisimman tarkan määrittystason noudattaminen seurannoissa olisikin suositeltavaa vaikka tämä voi hankaloittaa joidenkin vanhojen aineistojen hyödyntämistä. Direktiivin edellyttämässä seurannoissa käytettävästä taksonomisesta erottelusta olisi pian tehtävä päätös. Laajamittaisten seurantojen ja vertailuololähestymistavan edellyttämään aineistojen yhdenmukaisuuteen pääsemiseksi olisi asiantuntijoiden toimesta määriteltävä vakiotaksonomia, jonka johdonmukainen noudattaminen olisi käytännössä mahdollista ja kaikilta seurantoihin osallistuvilta vaadittavissa.

## 2.8.4 Luokittelun kehittämistarpeet

Tässä käsitelty aineisto edustaa vain osaa jokityypeistä rajatulla maantieteellisellä alueella, aineisto on hajanaista ja puutteellista, ja vertailukohteiden edustavuus on kyseenalaisia, joten tulokset ovat sovellettavissa lähinnä vain menetelmien osalta koko Suomen kattavaan ekologiseen luokitteluun. Käsillä olevan aineiston jatkotarkastelussa vertailuolojen määrittelyä varten kohteiden painetarkasteluja olisi tarpeen tarkentaa ottaen huomioon myös hydromorfologiset piirteet ja biologisten aineistojenkin laatua on syytä tarkistaa.

Alustava tarkastelu (Hellsten ym. 2004), viittasi siihen että hydromorfologinen muuttuneisuus (HEMo-tarkastelu) osaltaan vaikutti pohjaeläimistöön perustuvan ekologisen laatusuhteen määrytymiseen Pohjanmaan joissa. Monien tämän tutkimuksen vertailupaikkojen vertailutila on muutoinkin kyseenalainen. Esimerkiksi Perhonjokeen kohdistui ravinnekuormitusta (veden Kok-P  $\sim > 60 \mu\text{g/l}$ ) 1970-luvulla jo ennen Kaitforsin voimalaitoksen rakentamista (ks. Kuva 16). Vertailuolojen määrittelyt perustuivat erityisesti suurten jokien osalta myös pieneen ja siten tyyppiä ehkä heikosti edustavaan joukkoon vertailupaikkoja, jotka eivät samoja jokia edustavina olleet toisistaan riippumattomiakaan (Kuva 23). Arvioita muuttujien vertailuarvojen ja vertailupaikkojen pohjaeläimistön tilan vaihtelusta ei voida siten pitää kovin luotettavina. Vertailutilan luotettavuuden arviointiin tulisikin käyttää riippumattomaa validointiaineistoa, joka ei ole mukana vertailuarvojen määrittelyssä. Aineiston niukkuudesta johtuen tämä ei ollut mahdollista, eikä sitä aineiston muista puutteista johtuen nähty järkeväksikään. Kolme Perhonjoen vertailutilaa edustavaa havaintoa (paikat Tast, Slotte ja Kaitfors ennen voimalaitosrakentamista) jätettiin kuitenkin vertailutilan määrittelystä pois ja kaikkien näiden ekologinen tila oli  $\text{EQR}_{\text{ka}}$ :n perusteella erinomainen. Tosin nämäkään havainnot eivät ole riippumattomia, koska suuri osa vertailupaikoista oli samasta joesta. Puutteista huolimatta muutetuille paikoille tuotetut luokitukset vaikuttavat mielekkäiltä ja arvioitu tilan vaihtelu oli melko voimakkaasti yhteydessä ihmistoiminnan aiheuttamaa muutosta ilmentävään veden laatuun. Tulokset viittaavat siihen että ehdotettu jokityypittely on toimiva tutkitulla alueella ja myös luokittelumenetelmä – muuttujat ja muuttujien yhdistämistapa – näyttää periaatteeltaan toimivalta.

Käsillä olevan aineiston tarkennetullakaan analysoinnilla ei voida kehittää lopullista luokittelujärjestelmää, vaan se – ml. uskottavien vertailuolojen määrittely – edellyttää laajemman mittakaavan, koko maan ja kaikki jokityypit kattavaan, hyvälaatuiseen aineistoon perustuvaa tarkastelua. Edustavuuden varmistamiseksi aineistot tulisi kerätä tarkoitusta varten tilastollisella otannalla tai vähintäänkin muuten harkitusti kohdentamalla, ottaen huomioon tyyppittely, vesimuodostumien rajausta, painetarkastelut ja vertailutilan määrittelykriteerit. Yhdenmukaisten, luotettavien aineistojen tuottamiseksi olisi tätä ennen pikaisesti tehtävä päätös seurannoissa käytettävästä näytteenottorutiinista sekä taksonomisesta erottelusta. Vasta kun lopullinen järjestelmä on luotu, voidaan ”arvioida luokittelujärjestelmän tuottamien tulosten luotettavuus ja tarkkuustaso” (Direktiivin Liite V, 1.3). Sitä ennen on keskityttävä luomaan seurantakäytännöt, jotka voivat tuottaa luotettavia ja tarkkoja tuloksia.

### 3. Lähdeluettelo

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17, 333-347.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2006a. Säännösteltyjen järvien ekologinen tila pohjaeläimistön perusteella. CENOREG-hankkeen loppuraportti. Raporttiluonnos, 13.10.2006.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2006b. The impact of water level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia*, painossa.
- Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2005. Koitereen ekologinen tila rantavyöhykkeen pohjaeläimistön perusteella. Raportti, Jyväskylän yliopisto. 13 s. [www.ilomantsi.fi/dman/Document.php/~kunta-ilomantsi/koitere/koitereen+pohjaelaimisto?folderId=%7Ekunta-ilomantsi%2Fkoitere&cmd=download](http://www.ilomantsi.fi/dman/Document.php/~kunta-ilomantsi/koitere/koitereen+pohjaelaimisto?folderId=%7Ekunta-ilomantsi%2Fkoitere&cmd=download)
- Bailey, R.C., Kennedy, M.G., Dervish, M.Z. & Taylor, R.M. 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39, 765-774.
- Bailey, R.C., Norris, R.H. & Reynoldson, T.B. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 280-286.
- Barton, D.R. 1996. The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology*, 36, 397-410.
- Cao, Y., Williams, D.D. & Williams, N.E. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography*, 43, 1403-1409.
- Cao, Y. & Williams, D.D. 1999. Rare species are important in bioassessment (Reply to the comment by Marchant). *Limnology and Oceanography*, 44, 1841-1842.
- Clarke, R.T., Furse, M.T., Wright, J.F. & Moss, D. 1996. Derivation of a biological quality index for river sites: Comparison of the observed with the expected fauna. *Journal of Applied Statistics*, 23, 311-332.
- Dahl, J. & Johnson, R.K. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv fur Hydrobiologie*, 160, 487-513.
- Dahl, J., Johnson, R.K. & Sandin, L. 2004. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 161-172.
- Davy-Bowker, J., Clarke, R.T., Johnson, R.K., Kokes, J., Murphy, J.F. & Zahrádková, S. 2006. A comparison of the European Water Framework Directive physical typology and RIVPACS-type models as alternative methods of establishing reference conditions for benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 566, 91-105.
- Eaton, L.E. & Lenat, D.R. 1991. Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's qualitative macroinvertebrate collection method. *Journal of the North American Benthological Society*, 10, 335-338.
- Ekholm, M. 1993. Suomen vesistöalueet. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A, 1-126.
- Hill, B.H., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Stevenson, R.J., McCormick, F.H. & Johnson, C.B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 50-67.
- Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000. 2000/60/EY. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti, L327, 1-72.
- European Commission 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document No. 13 Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. [forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library](http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library)
- European Commission 2003a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document No. 10 River and lakes - Typology, reference conditions and classification systems. [forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library](http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library)
- European Commission 2003b. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document No. 6 Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. [forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library](http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library)
- EU Horizontal Guidance 2003. Identification of water bodies. Horizontal guidance document on the application of the term "water body" in the context of the Water Framework Directive. 15 January 2003. Final Version 10.0. 21 s.

- Hämäläinen, H. & Huttunen, P. 1996. Inferring the minimum pH of streams from macroinvertebrates using weighted averaging regression and calibration. *Freshwater Biology*, 36, 697-709.
- Hämäläinen, H., Koskenniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of WFD: sketches from Finnish rivers. *Tema Nord*, 566, 55-58.
- Hämäläinen, H., Luotonen, H., Koskenniemi, E. & Liljaniemi, P. 2003. Inter-annual variation in macroinvertebrate communities in a shallow forest lake in eastern Finland during 1990-2001. *Hydrobiologia*, 506, 389-397.
- Hämäläinen, H. & Aroviita, J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö. -Julkaisussa: Keto, A. & Marttunen, M. (toim.) Vesipolitiikan puitedirektiivi rakennetuissa ja säännöstellyissä vesistöissä. Yhteenve-to vuosien 2000-2002 tutkimuksista. Suomen ympäristö 667, 56-64.
- Hawkins, C.P. 2006. Quantifying biological integrity by taxonomic completeness: Its utility in regional and global assessments. *Ecological Applications*, 16, 1277-1294.
- Hawkins, C.P., Norris, R.H., Hogue, J.N., & Feminella, J.W. 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications*, 10, 1456-1477.
- Heino, J. & Juntunen, A. 2001. Kyrönjoen vesistön koskien pohjaeläimistön vaihtelu ja veden laatu. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste, 61, 1-38.
- Heino, J., Muotka, T., Paavola, R., Hämäläinen, H. & Koskenniemi, E. 2002. Correspondence between regional delineations and spatial patterns in macroinvertebrate assemblages of boreal headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 21, 397-413.
- Heino, J., Muotka, T., Mykrä, H., Paavola, R., Hämäläinen, H. & Koskenniemi, E. 2003. Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: implications for bioassessment and conservation. *Ecological Applications*, 13, 842-852.
- Hellsten, S., Ahola, M., Alahuhta, J., Aronsuu, K., Aroviita, J., Bonde, A., Hokka, V., Hämäläinen, H., Isid, D., Kerätär, K., Koskenniemi, E., Lehtinen, A., Majuri, P., Muotka, J., Riihimäki, J., Viitamäki, H., Visuri, M., & Vuori, K. M. 2004. Vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpanon valmistelu rakennetuissa jokivesistöissä, Väliraportti.
- Hering, D., Feld, C.K., Moog, O. & Ofenbock, T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.
- Hughes, R.M. 1995. Defining Acceptable Biological Status by Comparing with Reference Conditions. In: Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision making, 31-47, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Johnson, R.K. & Sandin, L. 2001. Development of a prediction and classification system for lake (littoral, SWEPACLLI) and stream (riffle SWEPACSRI) macroinvertebrate communities. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Rapport, 2001:23, 1-66.
- Jonsson M. & Malmqvist B. 2000. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos*, 89, 519-523.
- Kananen, I. 2001. Perhonjoen koskien pohjaeläinyhteisön lajikoostumuksen muutokset vuosina 1983-2000. Pro gradu tutkielma. Jyväskylän yliopisto. 18 s.
- Karr, J.R. 1991. Biological Integrity - A Long-Neglected Aspect of Water- Resource Management. *Ecological Applications*, 1, 66-84.
- Kilgour, B.W., Somers, K.M. & Barton, D.R. 2004. A comparison of the sensitivity of stream benthic community indices to effects associated with mines, pulp and paper mills, and urbanization. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 212-221.
- Kålax, P. 2000. Biologiska undersökningar i Malax å år 1997 och 1998. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste, 53, 1-66.
- Latvala, J. 1994. Pohjaeläimistön ja sen näytteenottomenetelmien vertailu Kyrönjoen vesistön koski- ja suvantojaksoilla kesällä 1990. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja, 515, 1-43.
- Latvala, J. 1998. Pääntäteen- ja Kainastonjoen luonnontaloudellinen selvitys. Västra Finlands miljöcentrals dupliikat, 26, 1-37.
- Lax, H.-G. & Nyman, C. 1988. Koskikivikoiden pohjaeläimistö Kalajoen vesistössä. Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri. 12 s.
- Lax, H.-G., Julkunen, M., Koivusaari, J., Koskenniemi, E., Latvala, J., Rautio, L.M. & Teppo, A. 1998. Kyrönjoen tila ja vesistöiden tarkkailu vuosina 1986-1995. Suomen ympäristö, 252, 1-141.

- Lenat, D.R. & Penrose, D.L. 1996. History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin North Amer. Benthol. Soc.*, 13, 305-307.
- Lenat, D.R. & Resh, V.H. 2001. Taxonomy and stream ecology - The benefits of genus- and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 287-298.
- Loreau M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 9: 3-17.
- Lorenz, A., Feld, C.K. & Hering, D. 2004. Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologica*, 34, 379-389.
- Marchant, R. 1999. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? A comment on the conclusions of Cao et al. *Limnology and Oceanography*, 44, 1840-1841.
- Margalef, R. 1984. The Science and Praxis of Complexity. Ecosystems: Diversity and Connectivity as measurable components of their complication. In Aida, ym. (toim.). United Nations University, Tokyo, 228-244.
- McCormick, F.H., Peck, D.V. & Larsen, D.P. 2000. Comparison of geographic classification schemes for Mid-Atlantic stream fish assemblages. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 385-404.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.30 MjM Software*, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Van de Bund, W., Collings, S.E., Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernandez-Alaez, C., Fernandez-Alaez, M., Franken, R.J.M., Garcia-Criado, F., Gross, E.M., Gyllstrom, M., Hansson, L.A., Irvine, K., Jarvalt, A., Jensen, J.P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijow, R., Krause, T., Kunnap, H., Laas, A., Lille, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M.R., Noges, P., Noges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczuła, W., Peeters, E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujoe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E. & Wilson, D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 507-549.
- Myllys M. & Sinkkonen M. 2004. Viljeltyjen turve- ja multamaiden pinta-ala ja alueellinen jakauma Suomessa (Summary: The area and distribution of cultivated organic soils in Finland). *Suo* (3-4): 53-60
- Mäenpää, E., Teppo, A. & Paavola, R. 2004. Kyrönjoen pohjaeläimistö ja vesisammalten metallipitoisuudet - vesirakentamisen vaikutusten arviointi. *Alueelliset ympäristöjulkaisut*, 345, 1-62.
- Nissen, P. & Latvala, J. 1998. Lapuanjoen Tapparinkosken kalasto- ja pohjaeläinselvitys. *LSU*. 11 s.
- Novak, M.A. & Bode, R.W. 1992. Percent Model Affinity - A New Measure of Macroinvertebrate Community Composition. *Journal of the North American Benthological Society*, 11, 80-85.
- Nyman, C. & Jokela, S. 1994. Lestijoen vesistötarkkailu v. 1993. Osa II. Lestijoen biologinen vesistötarkkailu vuonna 1993. 14 s.
- Nyman, C. 1993. Perhonjoen keskiosan säännöstelyn vaikutuksia koskien pohjaeläimistöön. *Moniste*. 29 s.
- Nyman, C. 1995. Macrozoobenthos in some rapids in a lowland river in Finland before and after the construction of a hydroelectric power-plant. *Regulated Rivers-Research & Management*, 10, 199-205.
- Nyman, C., Anttila, M.-E., Lax, H.-G. & Sarvala, J. 1986. Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja*, 3, 1-76.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Chessel, D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46, 399-415.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Porcher, J.P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47, 1720-1734.
- Ostermiller, J.D. & Hawkins, C.P. 2004. Effects of sampling error on bioassessments of stream ecosystems: application to RIVPACS-type models. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 363-382.
- Passy, S.I. & Bode, R.W. 2004. Diatom model affinity (DMA), a new index for water quality assessment. *Hydrobiologia*, 524, 241-251.
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K., & Hughes, R.M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. United States Environmental Protection Agency. Washington D.C.
- Pollard, P. & Huxham, M. 1998. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2, 773-792.

- Resh V.H. & Unzicker, J.D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identifications. *Journal of the Water Control Pollution Federation*, 47, 9-19.
- Resh, V.H. & McElravy, E.P. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. s. 159-194. Teoksessa: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (toim.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. 488 s.
- Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E. & Rosenberg, D.M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 833-852.
- Sandin, L. & Johnson, R. K. 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 462-474.
- Sandin, L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. *Ecography*, 26, 269-282.
- Sandin, L. & Johnson, R. K. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology*, 19, 501-514.
- Sandin, L. 2005. Testing the EC Water Framework Directive "one-out, all-out" rule simulating different levels of assessment errors along a pollution gradient in Swedish streams. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 29, 334-336. Galley Proof.
- Schmidt-Kloiber, A. & Nijboer, R.C. 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia*, 516, 269-283.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Simpson, J.C. & Norris, R.H. 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. s. 124 -142. Teoksessa: Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (toim.), *Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques*. FBA, Ambleside, Cumbria. 373 s.
- Sivil, M. & Tuhkanen, J. 2001. Kruunupyynjoen koskien pohjaeläimistö vuonna 2000. Länsi-Suomen ympäristökeskus. 8 s.
- Smith, M.J., Kay, W.R., Edward, D.H.D., Papas, P.J., Richardson, K.S., Simpson, J.C., Pinder, A.M., Cale, D.J., Horwitz, P.H.J., Davis, J.A., Yung, F.H., Norris, R.H. & Halse, S.A. 1999. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, 41, 269-282.
- Syke 2007. Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi (15.1.2007). -Suomen Ympäristökeskus, moniste. 16 s ja liitteet.
- Syke 2007. Vuori, K-M, Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S., Kauppila, P., Lax, H-G, Lepistö, L., Londenborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O-P, Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H., Westberg, V.. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Amsinck, S.L. 2005. Water framework directive: Ecological classification of danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, 42, 616-629.
- Teppo, A., Sivil, M. & Latvala, J. 2002. Kalajärven altaan säännöstelyn ja Seinäjoen keskiosan pengerrysten vaikutukset Seinäjoessa vuosina 1986-1997. Alueelliset ympäristöjulkaisut, 279, 1-55.
- Tilman D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350-363.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H. & Vuoristo, H. 2005. Syvänteiden pohjaeläimet järvien ekologisen tilan luokittelussa. Alueelliset ympäristöjulkaisut, 395, 1-40.
- Waite, I.R., Herlihy, A.T., Larsen, D.P., Urquhart, N.S. & Klemm, D.J. 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Freshwater Biology*, 49, 474-489.
- Wallace, J.B., Grubaugh, J.W. & Whiles, M.R. 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: Results from an experimental study. *Ecological Applications*, 6, 140-151.
- Wright, J.F., Moss, B., Armitage, P.D. & Furse, M.T. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14, 221-256.
- Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. 2000. *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*, The Freshwater Biological Association, Ambleside.

## 4. Liitteet

Liite I. Pohjanmaan jokien yhdenmukaistetun pohjaeläinaineiston taksoniluettelo heimotasolla (FAM) ja tarkimmalla määrittystasolla (SPE).

| FAM             | SPE  | FAM               | SPE                                 |
|-----------------|--|-------------------|-------------------------------------|
| Turbellaria     | Turbellaria  | Hydraenidae       | <i>Hydraena</i> spp.                |
| Oligochaeta     | Oligochaeta  | Hydrophilidae     | Hydrophilidae                       |
| Ancylidae       | <i>Ancylus fluviatilis</i>                                   | Elmidae           | <i>Limnius volckmari</i>            |
| Gyraulidae      | <i>Gyraulius</i> spp.  | Elmidae           | <i>Oulimnius tuberculatus</i>       |
| Lymnaeidae      | <i>Radix</i> spp.  | Corixidae         | Corixidae                           |
| Sphaeriidae     | <i>Pisidium</i> spp.   | Sialidae          | <i>Sialis</i> spp.                  |
| Sphaeriidae     | <i>Sphaerium corneum</i>                                     | Arctopsychidae    | <i>Arctopsyche ladogesis</i>        |
| Valvatidae      | <i>Valvata piscinalis</i>                                    | Beraeidae         | <i>Beraeodes minutus</i>            |
| Erpobdellidae   | <i>Erpobdella octoculata</i>                                 | Brachycentridae   | <i>Brachycentrus subnubilus</i>     |
| Glossiphoniidae | <i>Glossiphonia complanata</i>                               | Brachycentridae   | <i>Micrasema</i> spp.               |
| Glossiphoniidae | <i>Helobdella stagnalis</i>                                  | Glossosomatidae   | <i>Agapetus</i> spp.                |
| Haemopidae      | <i>Haemopsis sanguisuga</i>                                  | Glossosomatidae   | <i>Glossosoma</i> spp.              |
| Aeshnidae       | <i>Aeshna grandis</i>  | Goeridae          | <i>Goera pilosa</i>                 |
| Calopterygidae  | <i>Calopteryx</i> spp.                                       | Goeridae          | <i>Silo pallipes</i>                |
| Coenagrionidae  | Coenagrionidae   | Hydropsychidae    | <i>Hydropsyche siltalai</i>         |
| Corduliidae     | <i>Somatochlora metallica</i>                                | Hydropsychidae    | <i>Hydropsyche pellucidula</i>      |
| Gomphidae       | Gomphidae  | Hydropsychidae    | <i>Hydropsyche angustipennis</i>    |
| Hydrachnellae   | Hydrachnellae  | Hydropsychidae    | <i>Hydropsyche contubernalis</i>    |
| Libellulidae    | Libellulidae   | Hydropsychidae    | <i>Hydropsyche saxonica</i>         |
| Zygoptera       | Zygoptera  | Hydropsychidae    | <i>Cheumatopsyche lepida</i>        |
| Asellidae       | <i>Asellus aquaticus</i>                                     | Hydropsychidae    | <i>Cera- /Hydropsyche nevae</i>     |
| Gammaridae      | <i>Gammarus pulex</i>  | Hydropsychidae    | <i>Cera- /Hydropsyche silfveni</i>  |
| Gammaridae      | <i>Gammarus lacustris</i>                                    | Hydroptilidae     | <i>Agraylea</i> spp.                |
| Siphonuridae    | <i>Ameletus inopinatus</i>                                   | Hydroptilidae     | <i>Hydroptila</i> spp.              |
| Baetidae        | <i>Baetis digitatus</i>                                      | Hydroptilidae     | <i>Ithytrichia lamellaris</i>       |
| Baetidae        | <i>Baetis fuscatus</i>                                       | Hydroptilidae     | <i>Oxyethira</i> spp.               |
| Baetidae        | <i>Baetis niger</i>  | Lepidostomatidae  | <i>Lepidostoma hirtum</i>           |
| Baetidae        | <i>Baetis rhodani</i>  | Leptoceridae      | <i>Athripsodes</i> spp.             |
| Baetidae        | <i>Baetis vernus</i> (sis. <i>subalb.</i> ja <i>macani</i> ) | Leptoceridae      | <i>Ceraclea</i> spp.                |
| Caenidae        | <i>Caenis</i> spp.   | Leptoceridae      | <i>Mystacides azurea</i>            |
| Baetidae        | <i>Centropilum luteolum</i>                                  | Leptoceridae      | <i>Oecetis</i> spp.                 |
| Ephemeridae     | <i>Ephemera</i> spp.   | Leptoceridae      | <i>Trienodes</i> spp.               |
| Ephemerellidae  | <i>Ephemerella aurivillii</i>                                | Limnephilidae     | Limnephilidae                       |
| Ephemerellidae  | <i>Ephemerella ignita</i>                                    | Molannidae        | <i>Molanna angustata</i>            |
| Ephemerellidae  | <i>Ephemerella mucronata</i>                                 | Philopotamidae    | <i>Chimarra marginata</i>           |
| Heptageniidae   | <i>Heptagenia dalecarlica</i>                                | Phryganeidae      | <i>Oligostomis reticulata</i>       |
| Heptageniidae   | <i>Heptagenia fuscogrisea</i>                                | Phryganeidae      | <i>Phryganea</i> spp.               |
| Heptageniidae   | <i>Heptagenia sulphurea</i>                                  | Phryganeidae      | <i>Oligotrichia striata</i>         |
| Leptophlebiidae | Leptophlebiidae  | Polycentropodidae | <i>Neureclepis bimaculata</i>       |
| Baetidae        | <i>Proclonia bifidum</i>                                     | Polycentropodidae | <i>Plectrocnemia conspersa</i>      |
| Siphonuridae    | <i>Siphonurus</i> spp.                                       | Polycentropodidae | <i>Polycentropus flavomaculatus</i> |
| Nemouridae      | <i>Amphinemura borealis</i>                                  | Polycentropodidae | <i>Polycentropus irroratus</i>      |
| Capniidae       | <i>Capnia</i> spp.   | Polycentropodidae | <i>Cyrnus</i> spp.                  |
| Capniidae       | <i>Capnopsis schilleri</i>                                   | Polycentropodidae | <i>Holocentropus</i> spp.           |
| Perlodidae      | <i>Diura bicaudata</i>                                       | Psychomyiidae     | <i>Lype</i> spp.                    |

| FAM              | SPE                            | FAM                     | SPE                           |
|------------------|--------------------------------|-------------------------|-------------------------------|
| Perlodidae       | <i>Diura nanseni</i>           | Psychomyiidae           | <i>Psychomyia pusilla</i>     |
| Perlodidae       | <i>Isogenus nubecula</i>       | Rhyacophilidae          | <i>Rhyacophila nubila</i>     |
| Perlodidae       | <i>Isoperla</i> spp.           | Sericostomatidae        | <i>Sericostoma personatum</i> |
| Leuctridae       | <i>Leuctra digitata</i>        | Sericostomatidae        | <i>Notidobia ciliaris</i>     |
| Leuctridae       | <i>Leuctra fusca</i>           | Ceratopogonidae         | Ceratopogonidae               |
| Leuctridae       | <i>Leuctra hippopus</i>        | Empididae               | Empididae                     |
| Leuctridae       | <i>Leuctra nigra</i>           | Limoniidae ja Tipulidae | Limoniidae ja Tipulidae       |
| Leuctridae       | <i>Leuctra</i> spp.            | Muscidae                | Muscidae                      |
| Nemouridae       | <i>Nemoura</i> spp.            | Nymphulinae             | <i>Catalysta lemnata</i>      |
| Nemouridae       | <i>Nemourella picteti</i>      | Nymphulinae             | <i>Nymphula</i> spp.          |
| Nemouridae       | <i>Protonemura meyeri</i>      | Pediciidae              | <i>Dicranota</i> spp.         |
| Chloroperlidae   | <i>Siphonoperla burmeister</i> | Psychodidae             | Psychodidae                   |
| Taeniopterygidae | <i>Taeniopteryx nebulosa</i>   | Pyrilidae               | <i>Elophila nymphaeata</i>    |
| Dytiscidae       | Dytiscidae                     | Rhagionidae             | <i>Chrysopilus auratus</i>    |
| Elmidae          | <i>Elmis aenae</i>             | Simuliidae              | Simuliidae                    |
| Haliplidae       | Haliplidae                     | Tabanidae               | Tabanidae                     |
| Helodidae        | Helodidae                      |                         |                               |



Liite II: Osa I. Pohjanmaan jokien havaintopaikkojen (n = 142) pohjaeläimistön tila arvioituna viiden muuttujan sekä niiden keskiarvon perusteella kahdella määrittystasolla (tarkin määrittystaso SPE ja heimotaso FAM). Paikat ovat jokityypeittäin järjestyksessä: vertailupaikat (REF, n = 57), niiden ajalliset toistot (REF.t, n = 26) ja muutetut paikat (IMP, n = 89) sekä niiden ajalliset toistot (IMP.t, n = 71).

| F (km <sup>2</sup> ) | Status | Joki           | Paikka         | Vuosi | Näyte   | Tarkin määrittystaso (SPE) |     |                     |      |   |                   | Heimotaso (FAM)  |     |                     |      |   |                   |
|----------------------|--------|----------------|----------------|-------|---------|----------------------------|-----|---------------------|------|---|-------------------|------------------|-----|---------------------|------|---|-------------------|
|                      |        |                |                |       |         | TT <sub>40</sub>           | PMA | TT[R] <sub>40</sub> | ASPT | S | EQR <sub>80</sub> | TT <sub>40</sub> | PMA | TT[R] <sub>40</sub> | ASPT | S | EQR <sub>80</sub> |
| <10                  | REF    | FIBRE          | SotkalEP       | 98/00 | Flso.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | KaunimEP       | 98/00 | Flka.98 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | KramsuEP       | 98/00 | Flkr.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | MoykkyEP       | 98/00 | Flmo.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | HajyluEP       | 98/00 | Flha.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | RantalEP       | 98/00 | Flra.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | KehrooEP       | 98/00 | Flke.98 | E                          | E   | E                   | H    | E | E                 | E                | E   | E                   | H    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | Piste10EP      | 98/00 | Fl10.98 | H                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | FIBRE          | Piste6EP       | 98/00 | Fl6.98  | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF    | Perhonjoki     | Luotolampi     | 1986  | PElu.86 | E                          | E   | E                   | E    | H | H                 | E                | E   | E                   | E    | H | H                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | IsoluEP        | 98/00 | Flil.98 | H                          | E   | E                   | E    | H | H                 | H                | E   | E                   | E    | E | H                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | UuronlEP       | 98/00 | Fluu.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | IsojokEP       | 98/00 | Flj.98  | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | PirkamEP       | 98/00 | Flpi.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | PaholuEP       | 98/00 | Flpa.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | VuorenEP       | 98/00 | Flvu.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | PonsilEP       | 98/00 | Flpo.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | TuuliaEP       | 98/00 | Fltu.98 | E                          | E   | E                   | H    | E | E                 | E                | E   | E                   | H    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | KuninkEP       | 98/00 | Flku.98 | E                          | E   | H                   | E    | E | E                 | E                | E   | H                   | E    | H | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | LenijEP        | 98/00 | Flle.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | Piste9EP       | 98/00 | Fl9.98  | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | Piste4EP       | 98/00 | Fl4.98  | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | Piste2EP       | 98/00 | Fl2.98  | E                          | E   | E                   | H    | E | E                 | E                | E   | E                   | H    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | FIBRE          | Piste7EP       | 98/00 | Fl7.98  | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | Kauhajokix     | Käyränkoski    | 1996  | KHKA.96 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | Lapväärtinjoki | Iivarinkylä yl | 1979  | LViy.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | Lapväärtinjoki | Iivarinkylä al | 1979  | LVia.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | Perhonjoki     | Kuusijärvi     | 1986  | PEku.86 | E                          | T   | E                   | E    | E | E                 | E                | T   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF    | Viirrejoki     | Kotka          | 1993  | Vlko.93 | T                          | T   | E                   | E    | E | H                 | H                | H   | E                   | E    | E | H                 |
| 100-1000             | REF    | Kauhajoki      | Hyppä 1        | 1981  | KHh1.81 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Kauhajoki      | Hyppä 2        | 1981  | KHh2.81 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Kauhajoki      | Koski-Aro      | 1981  | KHka.81 | E                          | E   | E                   | H    | E | E                 | E                | E   | E                   | H    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Kauhajoki      | Kohlunkoski    | 1981  | KHko.81 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Kauhajoki      | Harjankoski    | 2000  | KHha.00 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Kauhajoki      | Poikakoski     | 1981  | KHpo.81 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Seinäjoki      | Kuljunkski 1   | 1993  | SEk1.93 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Seinäjoki      | Kuljunkski 2   | 1995  | SEk2.95 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Nurmonjoki     | Lehmäkoski     | 1982  | NUle.82 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Nurmonjoki     | Jyläskoski     | 1983  | NUjy.83 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Lapväärtinjoki | Isojoki yl     | 1979  | LViy.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Lapväärtinjoki | Isojoki al     | 1979  | LVib.79 | H                          | E   | E                   | H    | H | E                 | H                | E   | E                   | H    | H | E                 |
| 100-1000             | REF    | Lapväärtinjoki | Villamo yl     | 1979  | LVvy.79 | E                          | E   | E                   | E    | H | H                 | H                | E   | E                   | E    | H | H                 |
| 100-1000             | REF    | Lapväärtinjoki | Villamo al     | 1979  | LVva.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF    | Lestijoki      | Jatkonkoski    | 1993  | LEjt.93 | H                          | H   | E                   | E    | E | H                 | E                | H   | E                   | E    | E | H                 |
| >1000                | REF    | Lapuanjoki     | Paasikkankoski | 1983  | LAPa.83 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Lestijoki      | Jauhokoski     | 1983  | LEjh.83 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Myllykoski     | 1982  | PEmy.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Nikula         | 2000  | PEni.00 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Sääkskoski yl  | 1980  | Pesy.80 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Sääkskoski al  | 1982  | PEsa.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Bulldansfors   | 1982  | PEbu.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Vehkakoski     | 1982  | PEvk.82 | E                          | E   | E                   | H    | E | E                 | E                | E   | E                   | H    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Lillfors       | 1982  | PEli.82 | E                          | E   | E                   | H    | E | E                 | E                | E   | E                   | H    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Pelo           | 1982  | PEpe.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Vehkalankoski  | 1982  | PEvl.82 | H                          | H   | E                   | E    | H | H                 | H                | H   | E                   | E    | H | H                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Isokoski       | 1982  | PEis.82 | H                          | E   | H                   | E    | H | H                 | H                | E   | H                   | E    | H | H                 |
| >1000                | REF    | Perhonjoki     | Skatafors      | 1982  | PEsk.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| <10                  | REF.t  | Perhonjoki     | Luotolampi     | 1985  | PElu.85 | E                          | E   | E                   | H    | E | E                 | E                | E   | E                   | H    | E | E                 |
| 10-100               | REF.t  | Perhonjoki     | Kuusijärvi al  | 1991  | PEka.91 | E                          | V   | E                   | E    | E | H                 | E                | V   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | REF.t  | Perhonjoki     | Kuusijärvi     | 1985  | PEku.85 | H                          | H   | E                   | E    | E | E                 | H                | H   | E                   | E    | E | H                 |
| 100-1000             | REF.t  | Kauhajoki      | Harjankoski    | 1981  | KHha.81 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |

Liite II: Osa 2.

| F (km <sup>2</sup> ) | Status | Joki           | Paikka           | Vuosi | Näyte   | Tarkin määrittäminen (SPE) |     |                     |      |   |                   | Heimotaso (FAM)  |     |                     |      |   |                   |
|----------------------|--------|----------------|------------------|-------|---------|----------------------------|-----|---------------------|------|---|-------------------|------------------|-----|---------------------|------|---|-------------------|
|                      |        |                |                  |       |         | TT <sub>40</sub>           | PMA | TT[R] <sub>40</sub> | ASPT | S | EQR <sub>80</sub> | TT <sub>40</sub> | PMA | TT[R] <sub>40</sub> | ASPT | S | EQR <sub>80</sub> |
| 100-1000             | REF.t  | Kauhajoki      | Harjankoski      | 1990  | KHha.90 | T                          | E   | E                   | H    | H | H                 | T                | E   | E                   | H    | T | H                 |
| 100-1000             | REF.t  | Kauhajoki      | Harjankoski      | 1996  | KHha.96 | H                          | E   | E                   | E    | T | H                 | H                | E   | E                   | E    | H | E                 |
| 100-1000             | REF.t  | Kauhajoki      | Harjankoski      | 1998  | KHha.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | H | E                 |
| 100-1000             | REF.t  | Kauhajoki      | Harjankoski      | 1999  | KHha.99 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF.t  | Seinäjoki      | Kuljankoski I    | 1989  | SEk1.89 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF.t  | Seinäjoki      | Kuljankoski I    | 1990  | SEk1.90 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | REF.t  | Seinäjoki      | Kuljankoski I    | 1991  | SEk1.91 | H                          | E   | H                   | E    | H | H                 | H                | E   | H                   | E    | H | H                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1982  | PEni.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1983  | PEni.83 | H                          | H   | E                   | E    | E | H                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1983  | PEni.83 | H                          | E   | E                   | E    | E | E                 | H                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1986  | PEni.86 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1986  | PEni.86 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1988  | PEni.88 | H                          | E   | E                   | E    | E | H                 | H                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1989  | PEni.89 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | H                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1990  | PEni.90 | H                          | T   | E                   | E    | E | H                 | H                | H   | E                   | E    | E | H                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1991  | PEni.91 | E                          | H   | E                   | H    | E | H                 | E                | H   | E                   | H    | E | H                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1991  | PEni.91 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1991  | PEni.91 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Nikula           | 1996  | PEni.96 | H                          | H   | E                   | E    | E | H                 | H                | H   | E                   | E    | E | H                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Kaitfors         | 1980  | PEka.80 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Tast             | 1982  | PEta.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| >1000                | REF.t  | Perhonjoki     | Slotte           | 1980  | PEsl.80 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | IMP    | FIBRE          | LamminEP         | 98/00 | FILa.98 | T                          | E   | T                   | H    | V | T                 | T                | E   | T                   | H    | V | T                 |
| 10-100               | IMP    | FIBRE          | Piste I EP       | 98/00 | Flpi.98 | T                          | E   | E                   | E    | H | H                 | H                | E   | E                   | E    | E | H                 |
| 10-100               | IMP    | Karijoki       | Lapv E           | 1986  | Kle.86  | H                          | T   | E                   | E    | E | E                 | E                | T   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | IMP    | Karijoki       | Lapv D           | 1986  | Kld.86  | T                          | T   | H                   | E    | H | T                 | T                | T   | H                   | E    | T | T                 |
| 10-100               | IMP    | Karijoki       | Lapv C           | 1986  | Klc.86  | H                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | IMP    | Maalahdenjoki  | Maalah 1         | 1981  | MA1.81  | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | IMP    | Maalahdenjokix | Maalah 2         | 1981  | MA2.81  | H                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 10-100               | IMP    | Viirrejoiki    | Lammasoja        | 1993  | Vlla.93 | T                          | E   | H                   | T    | T | T                 | T                | H   | H                   | T    | T | T                 |
| 100-1000             | IMP    | Kovjoki        | Stråka           | 1982  | KOst.82 | V                          | T   | H                   | H    | T | T                 | V                | T   | H                   | H    | T | T                 |
| 100-1000             | IMP    | Kruunupyyjoki  | Långfors         | 2000  | KRIg.00 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Kruunupyyjoki  | Djupsjö          | 2000  | KRdj.00 | H                          | V   | E                   | E    | E | H                 | E                | V   | E                   | E    | H | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Kruunupyyjoki  | Hammarforsen     | 1982  | KRha.82 | H                          | H   | E                   | E    | E | H                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Kruunupyyjoki  | Hammarforsen     | 2000  | KRha.00 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Jalasjoki      | Pitkäkoski       | 1981  | JApi.81 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Kauhajokix     | Nätynkoski       | 1996  | KHnA.96 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Seinäjoki      | Valkiajärventien | 1989  | SEva.89 | T                          | T   | E                   | E    | H | H                 | H                | T   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Seinäjoki      | Valkiajärventien | 1990  | SEva.90 | V                          | V   | E                   | H    | T | T                 | T                | V   | E                   | H    | H | T                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Seinäjoki      | Valkiajärventien | 1991  | SEva.91 | T                          | T   | E                   | E    | E | H                 | H                | T   | E                   | E    | E | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Seinäjoki      | Valkiajärventien | 1993  | SEva.93 | T                          | T   | E                   | H    | H | H                 | H                | T   | E                   | H    | H | H                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Seinäjoki      | Valkiajärventien | 1995  | SEva.95 | T                          | V   | E                   | E    | H | H                 | H                | V   | E                   | E    | E | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Seinäjoki      | Jouttikoski 1    | 1995  | SEj1.95 | H                          | T   | E                   | E    | E | H                 | H                | T   | E                   | E    | E | H                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Seinäjoki      | Jouttikoski 2    | 1989  | SEj2.89 | T                          | T   | E                   | H    | T | T                 | H                | V   | E                   | H    | H | H                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Seinäjoki      | Jouttikoski 2    | 1990  | SEj2.90 | T                          | T   | E                   | E    | H | H                 | H                | V   | E                   | E    | H | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Seinäjoki      | Jouttikoski 2    | 1991  | SEj2.91 | T                          | H   | E                   | E    | H | H                 | H                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Seinäjoki      | Jouttikoski 2    | 1993  | SEj2.93 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Seinäjoki      | Ala-Renko        | 1981  | SEar.81 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Nurmonjoki     | Tunnel           | 1982  | NUtu.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Nurmonjoki     | Autionkoski      | 1082  | NUau.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Nurmonjoki     | Hirvikoski al    | 1983  | NUhi.83 | T                          | T   | E                   | H    | H | T                 | H                | H   | E                   | H    | H | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Nurmonjoki     | Teponkylä        | 1983  | NUte.83 | E                          | H   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Nurmonjoki     | Koskelankoski    | 1082  | NUko.82 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | H   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Karijoki       | Lapv B           | 1986  | Klb.86  | H                          | E   | E                   | E    | H | H                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Karijoki       | Lapv A           | 1986  | Kla.86  | T                          | H   | E                   | H    | T | H                 | T                | E   | E                   | H    | T | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Rottakoski       | 1979  | LVro.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Vanhakylä yl     | 1979  | LVny.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Vanhakylä yl     | 1998  | LVny.98 | H                          | H   | E                   | E    | H | H                 | H                | H   | E                   | E    | H | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Vanhakylä al     | 1979  | LVna.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Vanhakylä al     | 1998  | LVna.98 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | H                | E   | E                   | E    | H | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Ohriluoma        | 1979  | LVoh.79 | E                          | E   | E                   | E    | E | E                 | E                | E   | E                   | E    | E | E                 |

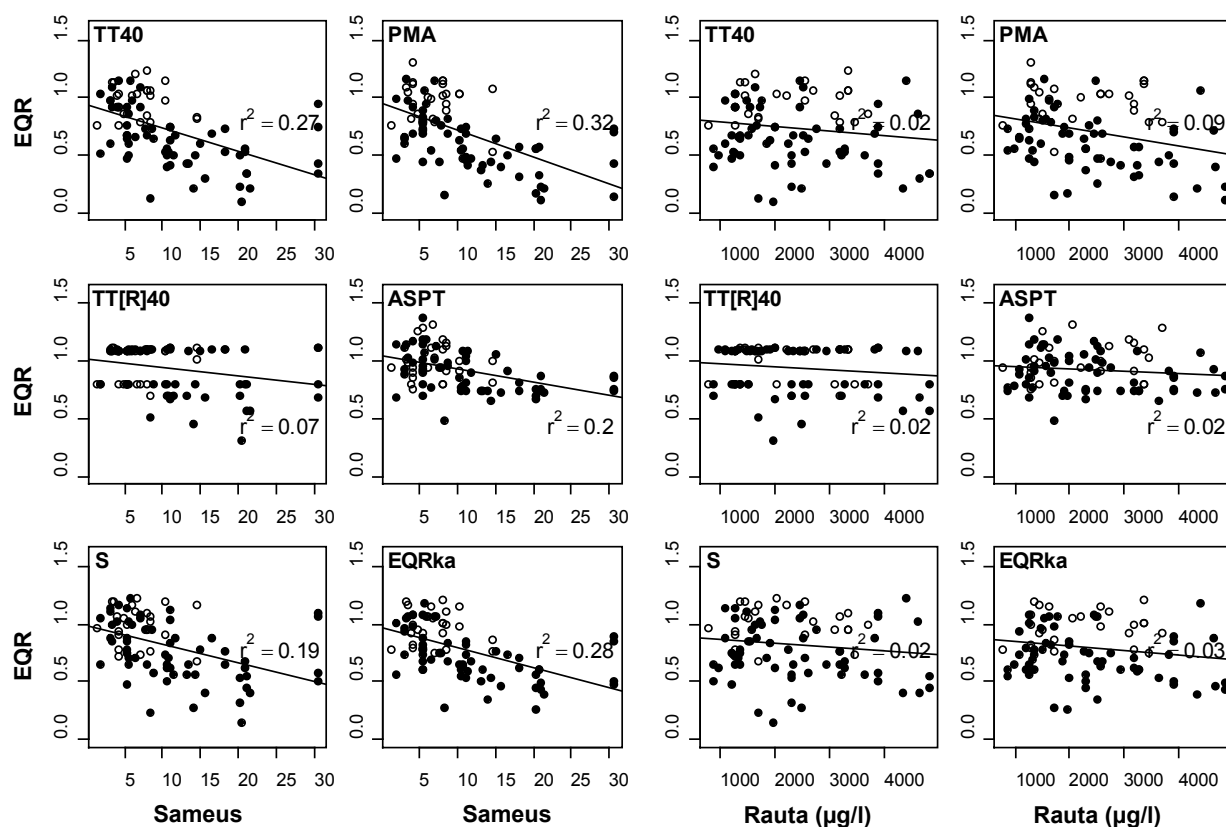
Liite II: Osa 3.

| F (km <sup>2</sup> ) | Status | Joki           | Paikka         | Vuosi | Näyte   | Tarkin määrittystaso (SPE) |     |                     |      |    | Heimotaso (FAM)   |                  |     |                     |      |    |                   |
|----------------------|--------|----------------|----------------|-------|---------|----------------------------|-----|---------------------|------|----|-------------------|------------------|-----|---------------------|------|----|-------------------|
|                      |        |                |                |       |         | TT <sub>40</sub>           | PMA | TT[R] <sub>40</sub> | ASPT | S  | EQR <sub>40</sub> | TT <sub>40</sub> | PMA | TT[R] <sub>40</sub> | ASPT | S  | EQR <sub>40</sub> |
| 100-1000             | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Ohriluoma      | 1982  | LVoh.82 | E                          | H   | E                   | E    | E  | E                 | H                | H   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Ohriluoma      | 1986  | LVoh.86 | H                          | H   | E                   | E    | E  | E                 | H                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Dagsmark       | 1979  | LVda.79 | E                          | E   | E                   | E    | E  | E                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Isok Lohi yl   | 1998  | LVly.98 | H                          | E   | E                   | E    | H  | H                 | H                | E   | E                   | E    | E  | H                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Klemetsfors    | 1979  | LVkl.79 | E                          | E   | E                   | E    | E  | E                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Klemetsfors    | 1986  | LVkl.86 | E                          | H   | E                   | E    | E  | E                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Storfors       | 1979  | LVst.79 | H                          | H   | E                   | E    | E  | E                 | H                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Peruksen Silta | 1998  | LVpe.98 | H                          | E   | E                   | E    | H  | H                 | H                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Mittsfors      | 1979  | LVmi.79 | E                          | E   | E                   | E    | E  | E                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lapväärtinjoki | Mittsfors      | 1982  | LVmi.82 | E                          | H   | E                   | E    | E  | E                 | E                | H   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Mittsfors      | 1986  | LVmi.86 | H                          | T   | E                   | E    | E  | H                 | H                | T   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lestijoki      | Sykärainen     | 1993  | LEsy.93 | E                          | E   | E                   | E    | E  | E                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Lestijoki      | Toholampi      | 1993  | LEto.93 | H                          | E   | E                   | E    | E  | H                 | H                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Säggvarnfors   | 1998  | MASg.98 | H                          | H   | E                   | E    | T  | H                 | E                | E   | E                   | E    | H  | H                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Maalahdenjoki  | Långä Skog     | 1981  | MAIs.81 | H                          | H   | E                   | H    | H  | H                 | E                | E   | E                   | H    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Långä Skog     | 1998  | MAIs.98 | H                          | H   | E                   | E    | H  | H                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Maalah 4       | 1981  | MA4.81  | V                          | T   | H                   | H    | T  | T                 | T                | T   | H                   | H    | H  | T                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Stolpasfors    | 1981  | MAst.81 | T                          | Hu  | E                   | H    | T  | T                 | H                | V   | E                   | H    | T  | T                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Maalahdenjoki  | Stolpasfors    | 1998  | MAst.98 | Hu                         | Hu  | T                   | H    | Hu | V                 | V                | V   | T                   | H    | Hu | V                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Maalahdenjoki  | Kyrkbacken     | 1981  | MAky.81 | V                          | T   | H                   | H    | T  | T                 | T                | T   | H                   | H    | T  | T                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Kyrkbacken     | 1998  | MAky.98 | V                          | V   | T                   | H    | V  | V                 | V                | V   | T                   | H    | V  | T                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Vasa-Korsnäs   | 1981  | MAvk.81 | V                          | Hu  | E                   | E    | T  | T                 | T                | V   | E                   | E    | H  | T                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Maalahdenjoki  | Vasa-Korsnäs   | 1998  | MAvk.98 | Hu                         | V   | T                   | T    | Hu | V                 | V                | V   | T                   | T    | V  | V                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Maalah 8       | 1981  | MA8.81  | V                          | V   | T                   | H    | T  | T                 | T                | V   | T                   | H    | T  | T                 |
| 100-1000             | IMP    | Maalahdenjoki  | Kasforsbro     | 1981  | MAka.81 | V                          | V   | T                   | H    | T  | V                 | V                | V   | T                   | H    | T  | T                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Maalahdenjoki  | Kasforsbro     | 1998  | MAka.98 | Hu                         | Hu  | T                   | H    | Hu | V                 | V                | V   | T                   | H    | V  | V                 |
| 100-1000             | IMP    | Perhonjoki     | Kellokoski     | 1986  | PEke.86 | E                          | E   | E                   | E    | E  | E                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP.t  | Perhonjoki     | Kellokoski     | 1991  | PEke.91 | E                          | E   | E                   | E    | E  | E                 | E                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| 100-1000             | IMP    | Purmonjoki     | Forsnabba      | 1982  | PUfo.82 | T                          | T   | E                   | H    | T  | T                 | T                | T   | E                   | H    | T  | T                 |
| 100-1000             | IMP    | Viirrejo       | Saari          | 1993  | Vlsa.93 | T                          | E   | E                   | T    | T  | H                 | T                | H   | E                   | T    | T  | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Viirrejo       | Puoma-Korv     | 1993  | Vlpk.93 | T                          | T   | E                   | H    | T  | T                 | H                | T   | E                   | H    | H  | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Viirrejo       | Kungas         | 1993  | Vlku.93 | T                          | H   | E                   | H    | T  | H                 | H                | H   | E                   | H    | T  | H                 |
| 100-1000             | IMP    | Viirrejo       | Pentinkoski    | 1993  | Vlpe.93 | T                          | E   | E                   | H    | T  | H                 | H                | E   | E                   | H    | H  | H                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Koskenkorva    | 1981  | KYks.81 | H                          | T   | E                   | E    | E  | H                 | H                | H   | E                   | E    | E  | H                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Kylänpääkoski  | 1981  | KYkp.81 | T                          | T   | E                   | H    | T  | T                 | T                | T   | E                   | H    | T  | T                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Kirkonkoski    | 1981  | KYki.81 | T                          | T   | E                   | H    | H  | H                 | H                | H   | E                   | H    | H  | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kirkonkoski    | 1996  | KYki.96 | T                          | T   | E                   | H    | T  | T                 | T                | T   | E                   | H    | T  | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kirkonkoski    | 1998  | KYki.98 | T                          | H   | E                   | E    | E  | H                 | H                | H   | E                   | E    | E  | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kirkonkoski    | 1999  | KYki.99 | T                          | T   | E                   | H    | E  | H                 | H                | T   | E                   | H    | H  | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kirkonkoski    | 2000  | KYki.00 | H                          | E   | E                   | E    | E  | H                 | H                | E   | E                   | E    | H  | H                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Köykänkoski    | 1981  | KYky.81 | T                          | V   | E                   | H    | H  | H                 | H                | V   | E                   | H    | H  | H                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Pappilankoski  | 1981  | KYpa.81 | H                          | T   | E                   | H    | H  | H                 | H                | H   | E                   | H    | H  | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Reinilänkoski  | 1996  | KYre.96 | T                          | T   | E                   | H    | H  | H                 | H                | T   | E                   | H    | H  | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Reinilänkoski  | 1998  | KYre.98 | V                          | T   | E                   | H    | V  | T                 | T                | T   | E                   | H    | V  | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Reinilänkoski  | 1999  | KYre.99 | V                          | V   | E                   | H    | T  | T                 | T                | V   | E                   | H    | H  | T                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Reinilänkoski  | 2000  | KYre.00 | T                          | T   | E                   | H    | T  | T                 | T                | H   | E                   | H    | T  | T                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Myllykoski     | 1981  | KYmy.81 | T                          | V   | E                   | E    | H  | H                 | H                | T   | E                   | E    | H  | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Hiirikoski     | 1981  | KYhi.81 | T                          | V   | H                   | H    | T  | T                 | H                | T   | H                   | H    | H  | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Hiirikoski     | 1998  | KYhi.98 | V                          | H   | H                   | H    | V  | T                 | V                | H   | H                   | H    | V  | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Hiirikoski     | 1999  | KYhi.99 | V                          | V   | T                   | T    | V  | V                 | V                | V   | T                   | T    | V  | V                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Hiirikoski     | 2000  | KYhi.00 | V                          | T   | H                   | H    | V  | T                 | V                | H   | H                   | H    | V  | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kolkkilankoski | 1981  | KYko.81 | V                          | V   | E                   | H    | T  | T                 | T                | T   | E                   | H    | T  | T                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Kolkkilankoski | 1990  | KYko.90 | Hu                         | Hu  | V                   | H    | Hu | V                 | Hu               | T   | V                   | H    | Hu | V                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kolkkilankoski | 1996  | KYko.96 | V                          | V   | E                   | H    | T  | T                 | T                | T   | E                   | H    | T  | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kolkkilankoski | 1998  | KYko.98 | Hu                         | V   | T                   | T    | V  | V                 | V                | T   | T                   | T    | V  | V                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kolkkilankoski | 1999  | KYko.99 | V                          | V   | H                   | H    | V  | V                 | V                | V   | H                   | H    | V  | V                 |
| >1000                | IMP.t  | Kyrönjoki      | Kolkkilankoski | 2000  | KYko.00 | V                          | T   | E                   | H    | T  | T                 | T                | T   | E                   | H    | T  | T                 |
| >1000                | IMP    | Kyrönjoki      | Voitilankoski  | 1981  | KYvo.81 | T                          | V   | H                   | H    | T  | T                 | T                | T   | H                   | H    | T  | T                 |
| >1000                | IMP    | Lapuanjoki     | Tampparinkoski | 1998  | LAta.98 | H                          | H   | E                   | E    | E  | E                 | H                | E   | E                   | E    | E  | E                 |
| >1000                | IMP    | Lapuanjoki     | Lankilankoski  | 1998  | LAla.98 | T                          | H   | E                   | E    | H  | H                 | T                | E   | E                   | E    | T  | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Laxfors        | 1979  | LVlx.79 | T                          | T   | E                   | H    | T  | T                 | H                | T   | E                   | H    | H  | H                 |

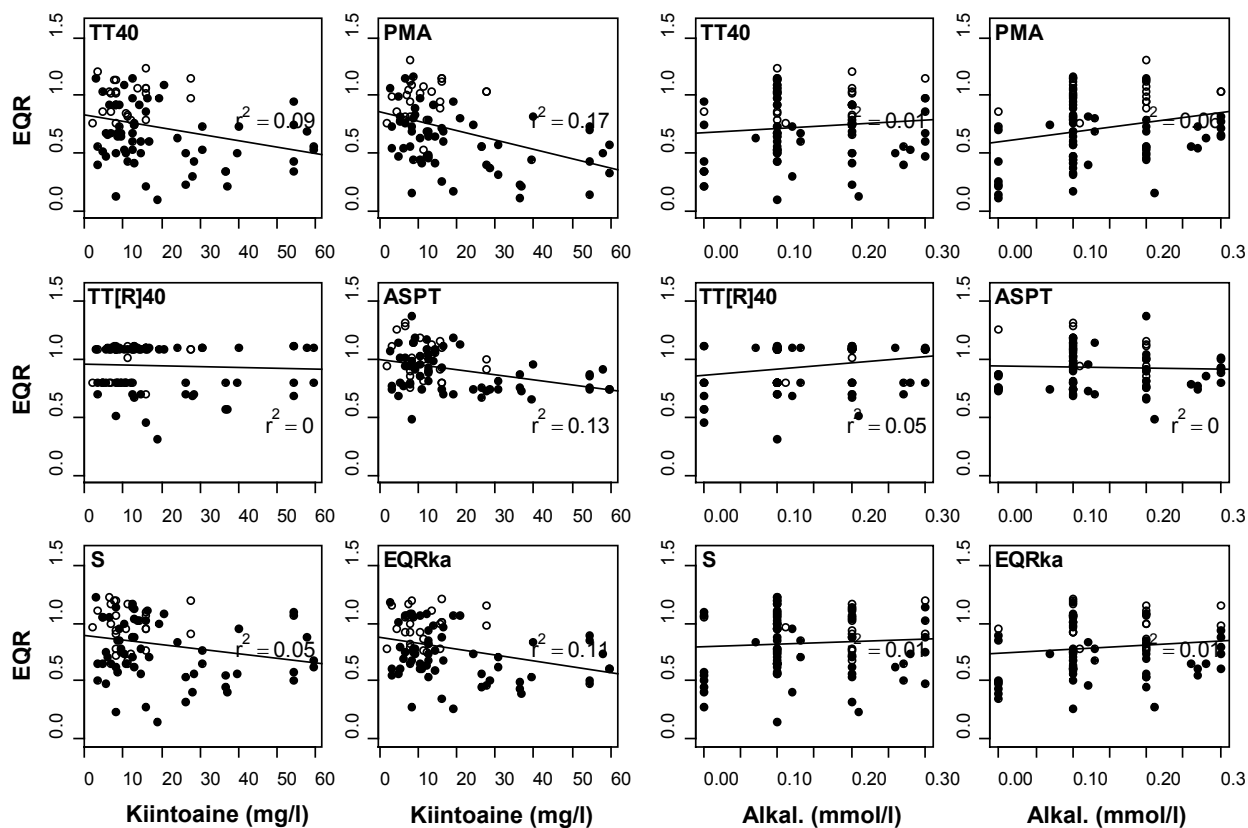
Liite II: Osa 4.

| F (km <sup>2</sup> ) | Status | Joki           | Paikka         | Vuosi | Näyte   | Tarkin määrittystaso (SPE) |     |                      |      |   | Heimotaso (FAM)   |                  |     |                      |      |   |                   |
|----------------------|--------|----------------|----------------|-------|---------|----------------------------|-----|----------------------|------|---|-------------------|------------------|-----|----------------------|------|---|-------------------|
|                      |        |                |                |       |         | TT <sub>40</sub>           | PMA | TT[IR] <sub>40</sub> | ASPT | S | EQR <sub>93</sub> | TT <sub>40</sub> | PMA | TT[IR] <sub>40</sub> | ASPT | S | EQR <sub>93</sub> |
| >1000                | IMP    | Lapväärtinjoki | Laxfors        | 1982  | LVlx.82 | T                          | H   | E                    | E    | E | H                 | H                | T   | E                    | E    | E | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Laxfors        | 1986  | LVlx.86 | T                          | T   | E                    | H    | T | T                 | T                | T   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Lapväärtinjoki | Sägen          | 1979  | LVsg.79 | T                          | T   | E                    | E    | H | H                 | T                | T   | E                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Sägen          | 1982  | LVsg.82 | T                          | H   | E                    | E    | E | H                 | H                | H   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP.t  | Lapväärtinjoki | Sägen          | 1986  | LVsg.86 | Hu                         | Hu  | H                    | H    | V | V                 | Hu               | Hu  | H                    | H    | V | V                 |
| >1000                | IMP    | Lestijoki      | Riutta         | 1993  | LEri.93 | H                          | H   | E                    | H    | E | H                 | H                | H   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Lestijoki      | Korpelan Voima | 1983  | LEko.83 | H                          | T   | E                    | E    | E | H                 | H                | T   | E                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Lestijoki      | Tainionkoski   | 1983  | LEta.83 | E                          | T   | E                    | E    | E | E                 | E                | T   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP.t  | Lestijoki      | Jäväjänkoski   | 1983  | LEjA.83 | H                          | T   | H                    | E    | E | H                 | H                | T   | H                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Lestijoki      | Jäväjänkoski   | 1993  | LEjA.93 | H                          | E   | E                    | H    | H | H                 | H                | E   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Lestijoki      | Junkala        | 1993  | LEju.93 | H                          | E   | E                    | E    | E | E                 | E                | H   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP    | Lestijoki      | Niskankoski    | 1983  | LEni.83 | E                          | H   | E                    | E    | E | E                 | H                | H   | E                    | E    | E | H                 |
| >1000                | IMP    | Lestijoki      | Himanka        | 1993  | LEhi.93 | T                          | H   | E                    | H    | H | H                 | H                | H   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Salonkylä      | 1982  | PEsn.82 | E                          | E   | E                    | E    | E | E                 | E                | E   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Salonkylä      | 1986  | PEsn.86 | T                          | T   | E                    | H    | H | H                 | H                | H   | E                    | H    | E | H                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Sääkskoski yl  | 1986  | PEsy.86 | H                          | T   | E                    | H    | E | H                 | H                | T   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1983  | PEka.83 | E                          | H   | E                    | E    | E | E                 | E                | E   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1984  | PEka.84 | E                          | E   | E                    | E    | E | E                 | E                | E   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1985  | PEka.85 | E                          | H   | E                    | E    | E | E                 | E                | H   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1986  | PEka.86 | E                          | T   | E                    | E    | E | E                 | E                | T   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1988  | PEka.88 | H                          | T   | E                    | E    | E | H                 | H                | T   | E                    | E    | E | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1989  | PEka.89 | E                          | H   | E                    | E    | E | E                 | E                | H   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1990  | PEka.90 | H                          | E   | E                    | H    | E | H                 | H                | E   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1991  | PEka.91 | H                          | T   | E                    | E    | E | H                 | H                | T   | E                    | E    | E | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 1996  | PEka.96 | H                          | H   | E                    | E    | H | H                 | H                | H   | E                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Kaitfors       | 2000  | PEka.00 | H                          | H   | E                    | E    | E | H                 | H                | E   | E                    | E    | E | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1983  | PEta.83 | V                          | T   | H                    | H    | V | T                 | V                | H   | H                    | H    | V | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1984  | PEta.84 | T                          | E   | E                    | H    | H | H                 | H                | H   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1985  | PEta.85 | T                          | H   | E                    | H    | T | H                 | T                | H   | E                    | H    | T | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1986  | PEta.86 | H                          | H   | E                    | H    | H | H                 | T                | H   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1988  | PEta.88 | T                          | T   | H                    | H    | H | T                 | T                | T   | H                    | H    | H | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1989  | PEta.89 | T                          | H   | E                    | H    | H | H                 | T                | H   | E                    | H    | T | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1990  | PEta.90 | T                          | H   | E                    | T    | H | H                 | T                | H   | E                    | T    | T | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 1991  | PEta.91 | V                          | V   | E                    | H    | T | T                 | T                | V   | E                    | H    | T | T                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Tast           | 1996  | PEta.96 | V                          | V   | H                    | H    | V | T                 | V                | T   | H                    | H    | V | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Tast           | 2000  | PEta.00 | T                          | V   | H                    | E    | H | H                 | H                | T   | H                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Lillfors       | 1985  | PEli.85 | V                          | V   | H                    | H    | V | V                 | V                | T   | H                    | H    | T | T                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 1983  | PEsl.83 | H                          | E   | E                    | E    | E | E                 | H                | H   | E                    | E    | E | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 1985  | PEsl.85 | T                          | H   | E                    | H    | H | H                 | T                | H   | E                    | H    | T | H                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Slotte         | 1986  | PEsl.86 | H                          | E   | H                    | E    | E | H                 | H                | E   | H                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 1988  | PEsl.88 | H                          | H   | E                    | H    | E | H                 | H                | H   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 1989  | PEsl.89 | T                          | H   | E                    | H    | H | H                 | T                | H   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 1990  | PEsl.90 | T                          | T   | E                    | H    | E | H                 | H                | T   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 1991  | PEsl.91 | H                          | H   | E                    | H    | E | H                 | H                | H   | E                    | H    | E | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 1996  | PEsl.96 | H                          | H   | E                    | H    | E | H                 | E                | H   | E                    | H    | E | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Slotte         | 2000  | PEsl.00 | T                          | T   | E                    | H    | H | H                 | H                | T   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Pelo           | 1986  | PEpe.86 | T                          | H   | H                    | H    | H | T                 | T                | H   | H                    | H    | H | T                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Isokoski       | 1986  | PEis.86 | T                          | T   | H                    | E    | T | T                 | T                | T   | H                    | E    | T | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Skatafors      | 1986  | PEsk.86 | T                          | T   | E                    | H    | H | H                 | H                | T   | E                    | H    | E | H                 |
| >1000                | IMP    | Perhonjoki     | Skatafors      | 1991  | PEsk.91 | T                          | T   | H                    | E    | H | H                 | H                | T   | H                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Skatafors      | 1996  | PEsk.96 | H                          | H   | E                    | E    | E | E                 | H                | H   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP.t  | Perhonjoki     | Skatafors      | 2000  | PEsk.00 | H                          | E   | E                    | E    | E | E                 | E                | E   | E                    | E    | E | E                 |
| >1000                | IMP    | Ähtävänjoki    | Kattilakoski   | 1082  | AHka.82 | V                          | T   | H                    | H    | V | T                 | T                | T   | H                    | H    | T | T                 |
| >1000                | IMP    | Ähtävänjoki    | Smedasforsen   | 1082  | AHsm.82 | H                          | E   | E                    | H    | H | H                 | H                | E   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Ähtävänjoki    | Källfors       | 1082  | AHkl.82 | H                          | T   | E                    | H    | H | H                 | H                | H   | E                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Kalajoki       | Pading al      | 1986  | KApa.86 | Hu                         | Hu  | T                    | T    | V | V                 | Hu               | Hu  | T                    | T    | V | V                 |
| >1000                | IMP    | Kalajoki       | Kortteskoski   | 1986  | KAKo.86 | T                          | H   | H                    | H    | H | H                 | T                | H   | H                    | H    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Kalajoki       | Käännänkoski   | 1986  | KAKa.86 | V                          | T   | E                    | H    | T | T                 | T                | T   | E                    | H    | T | T                 |
| >1000                | IMP    | Kalajoki       | Tynkä          | 1986  | KATy.86 | T                          | H   | E                    | E    | H | H                 | T                | H   | E                    | E    | H | H                 |
| >1000                | IMP    | Kalajoki       | Kalaj kk       | 1986  | KAKk.86 | T                          | T   | E                    | H    | H | H                 | T                | T   | E                    | H    | H | H                 |

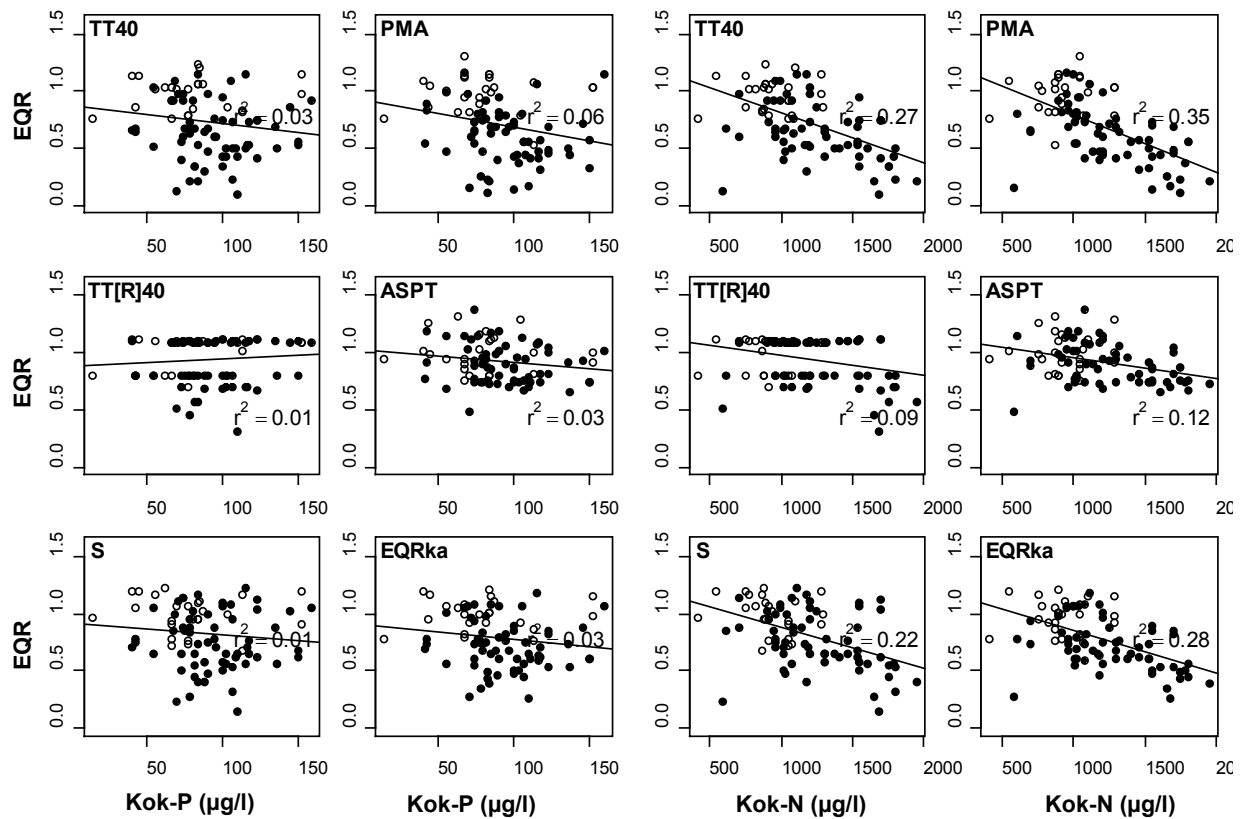
Liite III. Pohjaeläinmuuttujien yhteismitallistettujen EQR-arvojen (SPE) yhteys sameuteen ja rautapitoisuuteen. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.



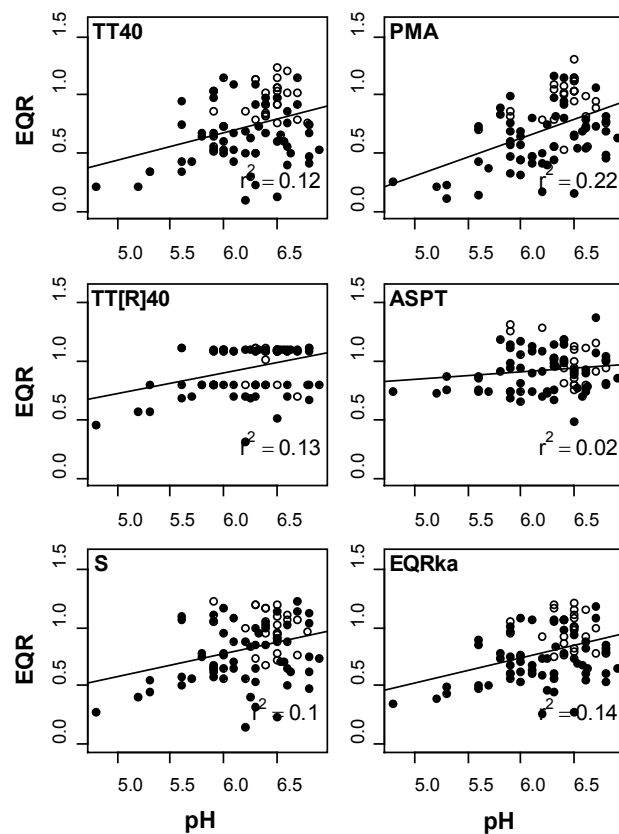
Liite IV. Pohjaeläinmuuttujien yhteismitallistettujen EQR-arvojen (SPE) yhteys kiintoainepitoisuuteen ja alkaliniteettiin. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.



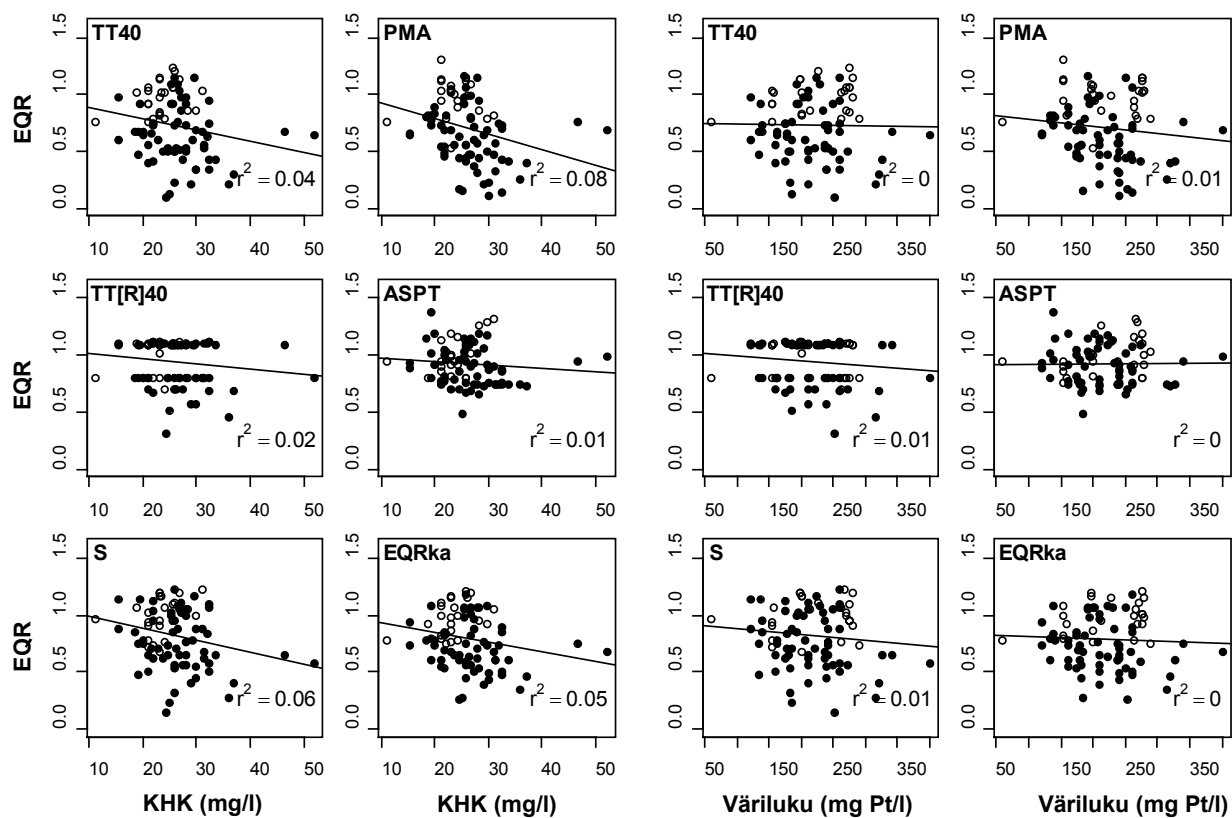
Liite V. Pohjaeläinmuuttujien yhteismitallistettujen EQR-arvojen (SPE) yhteys kokonaisfosfori- ja -typpipitoisuuteen. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.



Liite VI. Pohjaeläinmuuttujien yhteismitallistettujen EQR-arvojen (SPE) yhteys veden pH-arvoon. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.



Liite VII. Pohjelaänmuuttujien yhteismitallistettujen EQR-arvojen (SPE) yhteys veden hapenkulutukseen (KHK) ja väriarvoon. Muuttujien lyhenteiden selitykset kuvissa 10 ja 11.



Liite VIII. Pohjaeläinhavaintopaikkoja (PO) vastaaviksi valitut vedenlaadun seurantapaikat (VE) (n = 86, ks. Taulukko 3).

| Tyyppi (km <sup>2</sup> ) | Status | Joki           | Pohjaeläinpaikka | Vedenlaatupaikka         |
|---------------------------|--------|----------------|------------------|--------------------------|
| <10                       | REF    | Perhonjoki     | Luotolampi       | Perhonjoki Möttönen P 13 |
| 10-100                    | REF    | Lapväärtinjoki | Iivarinkylä yl   | Iivarinkylä yläp         |
| 10-100                    | REF    | Lapväärtinjoki | Iivarinkylä al   | Iivarinkylä alap         |
| 10-100                    | REF    | Perhonjoki     | Kuusijärvi       | Perhonjoki Möttönen P 13 |
| 100-1000                  | REF    | Kauhajoki      | Kohlunkoski      | Äijö                     |
| 100-1000                  | REF    | Kauhajoki      | Harjankoski      | Äijö                     |
| 100-1000                  | REF    | Kauhajoki      | Poikakoski       | Äijö                     |
| 100-1000                  | REF    | Seinäjoki      | Kuljunkoski 1    | Kuljunkoski              |
| 100-1000                  | REF    | Seinäjoki      | Kuljunkoski 2    | Kuljunkoski              |
| 100-1000                  | REF    | Nurmonjoki     | Lehmäkoski       | Hirvijärvi tyhj.kanava   |
| 100-1000                  | REF    | Lapväärtinjoki | Isojoki yl       | Junttila                 |
| 100-1000                  | REF    | Lapväärtinjoki | Isoj al B        | Junttila                 |
| 100-1000                  | REF    | Lapväärtinjoki | Villamo yl       | Junttila                 |
| 100-1000                  | REF    | Lapväärtinjoki | Villamo al       | Junttila                 |
| 100-1000                  | REF    | Lestijoki      | Jatkonkoski      | Lestijoki Jatkonkoski    |
| >1000                     | REF    | Lapuanjoki     | Paasikkankoski   | Salmen silta vp 9700     |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Myllykoski       | Perhonjoki Salonkylä     |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Nikula           | Perhonjoki 10 500        |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Sääkskoski al    | Kaitfors kuiva uoma      |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Bulldansfors     | Perhonjoki Tast          |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Vehkakoski       | Perhonjoki Tast          |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Lillfors         | Perhonjoki Tast          |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Vehkalankoski    | Perhonjoki Apalahti      |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Isokoski         | Perhonjoki 10600         |
| >1000                     | REF    | Perhonjoki     | Skatafors        | Perhonjoki 10600         |
| 10-100                    | IMP    | Karjajoki      | Lapv E           | Karjajoki Alakylä        |
| 10-100                    | IMP    | Karjajoki      | Lapv D           | Karjajoki Alakylä        |
| 10-100                    | IMP    | Karjajoki      | Lapv C           | Karjajoki Alakylä        |
| 10-100                    | IMP    | Maalahdenjoki  | Maalah 1         | Kråkbackbro              |
| 10-100                    | IMP    | Maalahdenjoki  | Maalah 2         | Kråkbackbro              |
| 100-1000                  | IMP    | Kovjoki        | Stråka           | Purmonjoki 10 000        |
| 100-1000                  | IMP    | Jalasjoki      | Pitkäkoski       | Jalasjoen säänn. pato    |
| 100-1000                  | IMP    | Seinäjoki      | Valkiajärventien | Valkiajärventien silta   |
| 100-1000                  | IMP    | Seinäjoki      | Jouttikoski 1    | Jouttikoski              |
| 100-1000                  | IMP    | Seinäjoki      | Jouttikoski 2    | Jouttikoski              |
| 100-1000                  | IMP    | Seinäjoki      | Ala-Renko        | Renko                    |
| 100-1000                  | IMP    | Nurmonjoki     | Tunnel           | Hirvijärvi tyhj.kanava   |
| 100-1000                  | IMP    | Nurmonjoki     | Autionkoski      | Ruuhikoski               |
| 100-1000                  | IMP    | Nurmonjoki     | Hirvikoski al    | Hirvijärvi tyhj.kanava   |
| 100-1000                  | IMP    | Nurmonjoki     | Teponkylä        | Kantatie 67 silta        |
| 100-1000                  | IMP    | Nurmonjoki     | Koskelankoski    | Kelloja                  |
| 100-1000                  | IMP    | Karjajoki      | Lapv B           | Mellanå                  |
| 100-1000                  | IMP    | Karjajoki      | Lapv A           | Mellanå                  |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Rottakoski       | Rottakoski               |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Vanhakylä al     | Vanhakylä alap           |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Ohriluoma        | Vanhakylä Noukin silta   |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Dagsmark         | Lapväärtinj. Dagsmark    |



| Tyyppi (km <sup>2</sup> ) | Status | Joki           | Pohjaelainpaikka | Vedenlaatupaikka         |
|---------------------------|--------|----------------|------------------|--------------------------|
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Isok Lohi yl     | Kärjenjoki Dagsmark      |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Klemetsfors      | Myllykanava vp 9100      |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Storfors         | Storfors ap              |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Peruksen Silta   | Kärjenjoki Dagsmark      |
| 100-1000                  | IMP    | Lapväärtinjoki | Mittsfors        | Myllykanava vp 9100      |
| 100-1000                  | IMP    | Lestijoki      | Toholampi        | Lestijoki 10700          |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Sågkvarnfors     | Långå Sågkvarnsfors      |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Långå Skog       | Långå skog               |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Maalah 4         | Kråkbackbro              |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Stolpasfors      | Kråkbackbro              |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Kyrkbacken       | Kyrkbacken               |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Vasa-Korsnäs     | Vasa-Korsnäs mts 671     |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Maalah 8         | Vasa-Korsnäs mts 671     |
| 100-1000                  | IMP    | Maalahdenjoki  | Kasforsbro       | Kasfors bro              |
| 100-1000                  | IMP    | Perhonjoki     | Kellokoski       | Perhonjoki Oksakoski     |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Koskenkorva      | Koivisto                 |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Kylänpääkoski    | Hanhikoski               |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Kirkonkoski      | Ylistaro vt 16           |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Köykänkoski      | Ylistaro vt 16           |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Pappilankoski    | Palhojainen              |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Reinilänkoski    | Palhojainen              |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Myllykoski       | Palhojainen              |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Hiirikoski       | Palhojainen              |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Kolkinkoski      | Skatila vp 9600          |
| >1000                     | IMP    | Kyrönjoki      | Voitilankoski    | Skatila vp 9600          |
| >1000                     | IMP    | Lapväärtinjoki | Laxfors          | Myllykanava vp 9100      |
| >1000                     | IMP    | Lapväärtinjoki | Sågen            | Myllykanava vp 9100      |
| >1000                     | IMP    | Lestijoki      | Riutta           | Lestijoki Riutta         |
| >1000                     | IMP    | Lestijoki      | Junkala          | Lestij Kannus Kajaanitie |
| >1000                     | IMP    | Lestijoki      | Himanka          | Lestijoki 10800 8-tien s |
| >1000                     | IMP    | Perhonjoki     | Kaitfors         | Perhonjoki Tast          |
| >1000                     | IMP    | Perhonjoki     | Isokoski         | Perhonjoki 10600         |
| >1000                     | IMP    | Perhonjoki     | Skatafors        | Perhonjoki 10600         |
| >1000                     | IMP    | Ähtävänjoki    | Kållfors         | Ähtävänjoki 10 300       |
| >1000                     | IMP    | Kalajoki       | Pading al        | Kalajoki K 6 b           |
| >1000                     | IMP    | Kalajoki       | Kortekoski       | Kalajoki Alavieska K 11  |
| >1000                     | IMP    | Kalajoki       | Käännänkoski     | Kalajoki Alavieska K 11  |
| >1000                     | IMP    | Kalajoki       | Tynkä            | Kalajoki Tynkä           |
| >1000                     | IMP    | Kalajoki       | Kalaj kk         | Kalajoki 11000           |

Liite IX. Perhonjoen ja Kyrönjoen pohjaeläimistön (PO) seuranta- ja VE-kohteita vastaavat vedenlaadun seuranta- ja VE-kohteet järjestyksessä yläjuoksulta alaspäin.

| Perhonjoki |                  | Kyrönjoki     |                  |
|------------|------------------|---------------|------------------|
| PO         | VE               | PO            | VE               |
| Nikula     | Perhonjoki 10500 | Harjankoski   | Pitkämäo vp 9400 |
| Tast       | Perhonjoki Tast  | Kirkonkoski   | Ylistaro vt 16   |
| Slotte     | Perhonjoki Tast  | Reinilänkoski | Palhojainen      |
| Skatafors  | Perhonjoki 10600 | Hiirikoski    | Palhojainen      |
|            |                  | Kolkinkoski   | Skatila vp 9600  |

Liite X. Esimerkki luokittelumuuttujien laskennasta ja uudelleenskaalauksesta (Kyrönjoen Reinilänkoski v. 1996 (Kyre.96) (tyyppi F > 1000 km<sup>2</sup>).

| Luokittelutekijä<br>Luokittelumuuttuja                            | Koostumus<br>TT <sub>40</sub> | Runsaussuht.<br>PMA | Ryhmäkoost.<br>TT[R] <sub>40</sub> | Muutosherkät<br>ASPT-1 | Diversiteetti<br>S  | Keskiarvo<br>EQR <sub>ka</sub> |
|---|-------------------------------|---------------------|------------------------------------|------------------------|---------------------|--------------------------------|
| <b>Ekologinen laatusuhde (EQR = O / E = havaittu / odotettu):</b> |                               |                     |                                    |                        |                     |                                |
| O = Muuttujat <sub>alkup.</sub>                                   | 14                            | 0.28                | 9                                  | 5.19                   | 21                  | -                              |
| E = Odotusarvo  | 27.8                          | 0.60                | 8.7                                | 5.78                   | 32.4                | -                              |
| EQR <sub>alkup.</sub>   | 0.50                          | 0.46                | 1.04                               | 0.90                   | 0.65                | 0.68                           |
| <b>Yhteismitallistaminen:</b>                                     |                               |                     |                                    |                        |                     |                                |
| EQR <sub>eh</sub> <sup>a</sup>                                    | 0.87                          | 0.78                | 0.92                               | 0.94                   | 0.84                | 0.88                           |
| EQR <sub>alkup.</sub> <> EQR <sub>eh</sub>                        | <                             | <                   | >                                  | <                      | <                   | <                              |
| Laskuyhtälö EQR <sub>lopull.</sub> = <sup>b</sup>                 | (0,8 / 0,87) · 0,50           | (0,8 / 0,78) · 0,46 | -1,5 + 2,5 · 1,04                  | (0,8 / 0,94) · 0,90    | (0,8 / 0,84) · 0,65 | (0,8 / 0,88) · 0,68            |
| EQR <sub>lopull.</sub>  | 0.46                          | 0.47                | 1.09                               | 0.76                   | 0.62                | 0.62                           |
| Ekologisen tilan luokka   | Tyydyttävä                    | Tyydyttävä          | Erinomainen                        | Hyvä                   | Hyvä                | Hyvä                           |

<sup>a</sup> EQR<sub>eh</sub> = erinomaisen ja hyvän ekologisen tilan raja = tyyppien vertailupaikkojen jakauman 10. %-piste (MS Excel)

<sup>b</sup> EQR<sub>lopull.</sub> = b1 · EQR<sub>alkup.</sub> = (0,8 / EQR<sub>eh</sub>) · EQR<sub>alkup.</sub>, jos EQR<sub>alkup.</sub> < EQR<sub>eh</sub>, tai

EQR<sub>lopull.</sub> = a + b2 · EQR<sub>alkup.</sub>, jos EQR<sub>alkup.</sub> > EQR<sub>eh</sub>.

Vakio a ja kerroin b2 saatiin sovittamalla pisteet (EQR<sub>eh</sub>, 0,8) ja (1, 1) yhdistävä suora, jolloin b2 = 0,2/(1 - EQR<sub>eh</sub>) ja a = 1 - b2.

**Liite XI.** Taksonien jokityyppikohtaiset esiintymistodennäköisyydet (p) ja -frekvenssit (%) tyyppiinaisten taksonien (TT), prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA) laskemista varten. Määrittystasona tarkin taso (SPE).  
Lisäksi ilmoitettu tyyppiinaisten taksonomisten ryhmien esiintymistodennäköisyydet TT[R]:n laskentaa varten.

|                         | < 10 km <sup>2</sup> |     | 10–100 km <sup>2</sup> |       | 100–1000 km <sup>2</sup> |       | > 1000 km <sup>2</sup> |        |       |
|-------------------------|----------------------|-----|------------------------|-------|--------------------------|-------|------------------------|--------|-------|
|                         | p                    | %   | p                      | %     | p                        | %     | p                      | %      |       |
| Taksoni                 |                      |     |                        |       |                          |       |                        |        |       |
| Turbellaria             | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,067                    | 0,031 | -                      | 0      |       |
| Sphaerium corneum       |                      | 0,1 | 0,006                  | 0,105 | 0,211                    | 0,400 | 0,971                  | 1,132  |       |
| Pisidium spp.           |                      | 0,4 | 0,155                  | 0,263 | 2,495                    | 0,933 | 3,973                  | 0,923  | 2,448 |
| Radix spp.              | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,333                    | 0,326 | -                      | 0      |       |
| Gyraulus spp.           | -                    | 0   | 0,105                  | 0,015 | -                        | 0     | 0,077                  | 0,080  |       |
| Ancylus fluviatilis     | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,067                    | 0,042 | -                      | 0      |       |
| Oligochaeta             |                      | 1,0 | 0,710                  | 0,842 | 3,247                    | 0,933 | 8,380                  | 1,000  | 5,146 |
| Glossiphonia complanata | -                    | 0   | 0,053                  | 0,003 | 0,133                    | 0,053 | 0,385                  | 0,114  |       |
| Helobdella stagnalis    | -                    | 0   | -                      | 0     | -                        | 0     | 0,077                  | 0,029  |       |
| Erpobdella octoculata   | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,267                    | 0,071 | 0,846                  | 0,767  |       |
| Hydrachnellae           |                      | 0,1 | 0,002                  | 0,105 | 0,287                    | 0,333 | 1,428                  | -      | 0     |
| Asellus aquaticus       |                      | 1,0 | 2,035                  | 1,000 | 5,021                    | 0,800 | 4,096                  | 0,923  | 6,951 |
| Gammarus pulex          | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,267                    | 1,553 | -                      | 0      |       |
| Baetis rhodani          |                      | 0,3 | 0,212                  | 0,737 | 4,243                    | 0,933 | 6,946                  | 0,231  | 0,361 |
| Baetis niger            |                      | 0,2 | 0,102                  | 0,421 | 1,383                    | 0,667 | 1,753                  | 0,154  | 0,237 |
| Baetis fuscatus         | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,267                    | 0,965 | 0,769                  | 4,785  |       |
| Baetis vernus gr*       |                      | 0,1 | 0,030                  | 0,053 | 0,010                    | 0,533 | 2,916                  | 1,000  | 6,412 |
| Centroptilum luteolum   | -                    | 0   | 0,053                  | 0,013 | 0,133                    | 0,019 | -                      | 0      |       |
| Heptagenia sulphurea    | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,400                    | 0,184 | 1,000                  | 10,415 |       |
| Heptagenia fuscogrisea  | -                    | 0   | 0,158                  | 0,021 | 0,133                    | 0,120 | 0,462                  | 0,256  |       |
| Heptagenia dalecarlica  | -                    | 0   | 0,053                  | 0,045 | 0,133                    | 0,022 | -                      | 0      |       |
| Leptophlebiidae         |                      | 0,6 | 0,593                  | 0,526 | 0,280                    | 0,400 | 0,391                  | 0,846  | 2,091 |
| Ephemerella ignita      | -                    | 0   | 0,053                  | 0,032 | 0,333                    | 0,817 | 0,769                  | 0,253  |       |
| Ephemerella mucronata   | -                    | 0   | 0,053                  | 0,251 | 0,400                    | 1,041 | 0,462                  | 0,178  |       |
| Ephemerella aurivillii  |                      | 0,1 | 0,010                  | 0,053 | 0,012                    | -     | 0                      | -      | 0     |
| Ephmera spp.            | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,133                    | 0,081 | 0,077                  | 0,023  |       |
| Siphonurus spp.         | -                    | 0   | 0,053                  | 0,007 | -                        | 0     | -                      | 0      |       |
| Ameletus inopinatus     | -                    | 0   | 0,158                  | 0,093 | -                        | 0     | -                      | 0      |       |
| Calopteryx spp.         | -                    | 0   | 0,053                  | 0,003 | 0,067                    | 0,008 | 0,154                  | 0,014  |       |
| Somatochlora metallica  | -                    | 0   | -                      | 0     | -                        | 0     | 0,154                  | 0,015  |       |
| Taeniopteryx nebulosa   |                      | 0,4 | 4,943                  | 0,895 | 7,235                    | 1,000 | 4,917                  | 1,000  | 5,585 |
| Leuctra spp.            |                      | 0,2 | 0,944                  | 0,053 | 0,039                    | -     | 0                      | -      | 0     |
| Leuctra digitata        |                      | 0,1 | 0,033                  | 0,211 | 1,614                    | 0,667 | 3,924                  | 0,077  | 0,013 |
| Leuctra fusca           | -                    | 0   | 0,158                  | 0,239 | 0,533                    | 0,230 | 0,846                  | 0,326  |       |
| Leuctra hippopus        |                      | 0,3 | 7,139                  | 0,579 | 7,397                    | 0,467 | 0,431                  | -      | 0     |
| Leuctra nigra           |                      | 0,2 | 1,269                  | 0,158 | 0,833                    | 0,133 | 0,054                  | -      | 0     |
| Capnopsis schilleri     |                      | 0,2 | 0,133                  | 0,368 | 1,246                    | 0,200 | 0,198                  | -      | 0     |
| Amphinemura borealis    | -                    | 0   | 0,105                  | 1,186 | 0,400                    | 0,835 | -                      | 0      |       |
| Protonemura meyeri      | -                    | 0   | 0,421                  | 2,980 | 0,667                    | 1,303 | 0,077                  | 0,125  |       |
| Nemoura spp.            |                      | 1,0 | 13,656                 | 1,000 | 12,372                   | 0,867 | 0,644                  | 0,231  | 0,149 |
| Nemourella picteti      |                      | 0,3 | 0,291                  | 0,158 | 0,160                    | -     | 0                      | -      | 0     |
| Diura bicaudata         | -                    | 0   | 0,105                  | 0,026 | 0,533                    | 0,186 | 0,692                  | 0,500  |       |
| Diura nanseni           | -                    | 0   | 0,211                  | 0,069 | 0,067                    | 0,130 | 0,077                  | 0,014  |       |
| Isoperla spp.           | -                    | 0   | 0,211                  | 0,134 | 0,333                    | 0,205 | 0,385                  | 0,076  |       |
| Siphonoperla burmeister | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,133                    | 0,110 | -                      | 0      |       |
| Dytiscidae              |                      | 0,4 | 0,070                  | 0,263 | 0,058                    | 0,133 | 0,020                  | 0,077  | 0,023 |
| Haliplidae              | -                    | 0   | -                      | 0     | 0,133                    | 0,011 | 0,077                  | 0,006  |       |
| Hydrophilidae           | -                    | 0   | 0,158                  | 0,107 | 0,467                    | 0,385 | -                      | 0      |       |
| Helodidae               | -                    | 0   | 0,053                  | 0,006 | 0,067                    | 0,011 | -                      | 0      |       |
| Hydraena spp.           |                      | 0,3 | 0,265                  | 0,368 | 0,311                    | 0,067 | 0,058                  | -      | 0     |
| Elmis aenae             |                      | 0,2 | 0,078                  | 0,579 | 5,714                    | 1,000 | 12,796                 | 1,000  | 8,055 |
| Limnius volckmari       | -                    | 0   | 0,158                  | 0,365 | 0,800                    | 2,515 | 0,615                  | 0,298  |       |
| Oulimnius tuberculatus  |                      | 0,2 | 1,069                  | 0,368 | 1,101                    | 0,933 | 4,306                  | 0,923  | 1,498 |
| Corixidae               | -                    | 0   | 0,105                  | 0,013 | 0,133                    | 0,024 | -                      | 0      |       |

|                                    |     |        |       |        |       |        |       |       |
|------------------------------------|-----|--------|-------|--------|-------|--------|-------|-------|
| <i>Sialis</i> spp.                 | 0,2 | 0,157  | 0,053 | 0,003  | 0,133 | 0,052  | 0,154 | 0,024 |
| <i>Rhyacophila nubila</i>          | 0,6 | 0,995  | 0,842 | 3,337  | 1,000 | 3,498  | 1,000 | 2,557 |
| <i>Agapetus</i> spp.               | -   | 0      | -     | 0      | 0,333 | 0,189  | 0,462 | 0,706 |
| <i>Agryllaea</i> spp.              | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,022  | -     | 0     |
| <i>Hydropsila</i> spp.             | -   | 0      | -     | 0      | 0,200 | 0,066  | 0,308 | 0,199 |
| <i>Ithytrichia lamellaris</i>      | -   | 0      | 0,053 | 0,003  | 0,267 | 0,190  | 0,692 | 0,417 |
| <i>Oxyethira</i> spp.              | 0,1 | 0,107  | -     | 0      | 0,200 | 0,170  | -     | 0     |
| <i>Neureclepis bimaculata</i>      | -   | 0      | 0,158 | 0,938  | 0,200 | 0,664  | 0,385 | 0,685 |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i>     | 0,9 | 1,929  | 0,474 | 0,574  | 0,067 | 0,081  | -     | 0     |
| <i>Polycentropus flavomac.</i>     | 0,3 | 3,075  | 0,632 | 0,876  | 0,667 | 2,019  | 0,846 | 1,879 |
| <i>Polycentropus irroratus</i>     | -   | 0      | -     | 0      | 0,200 | 0,163  | 0,077 | 0,025 |
| <i>Cyrnus</i> spp.                 | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,020  | -     | 0     |
| <i>Lype</i> spp.                   | -   | 0      | -     | 0      | 0,200 | 0,122  | -     | 0     |
| <i>Psychomyia pusilla</i>          | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,013  | 0,308 | 0,291 |
| <i>Hydropsyche saxonica</i>        | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,030  | 0,077 | 0,061 |
| <i>Hydropsyche siltalai</i>        | -   | 0      | 0,053 | 0,484  | 0,333 | 1,290  | 0,846 | 3,640 |
| <i>Hydropsyche angustipennis</i>   | -   | 0      | 0,105 | 0,050  | 0,267 | 0,241  | 0,154 | 0,191 |
| <i>Hydropsyche pellucidula</i>     | -   | 0      | 0,053 | 0,047  | 0,533 | 1,308  | 1,000 | 8,926 |
| <i>Hydropsyche contubernalis</i>   | -   | 0      | 0,053 | 0,003  | -     | 0      | 0,462 | 0,124 |
| <i>Cheumatopsyche lepida</i>       | -   | 0      | -     | 0      | 0,133 | 0,531  | 0,846 | 9,915 |
| <i>Cera- /Hydropsyche nevae</i>    | -   | 0      | -     | 0      | 0,133 | 0,065  | 0,154 | 0,021 |
| <i>Cera- /Hydropsyche silfveni</i> | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,024  | 0,231 | 0,045 |
| <i>Arctopsyche ladogenesis</i>     | -   | 0      | 0,105 | 0,040  | 0,067 | 0,008  | 0,769 | 0,506 |
| <i>Oligostomis reticulata</i>      | 0,1 | 0,072  | 0,053 | 0,010  | -     | 0      | -     | 0     |
| <i>Goera pilosa</i>                | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,006  | 0,077 | 0,009 |
| <i>Silo pallipes</i>               | 0,3 | 0,112  | 0,316 | 0,222  | 0,133 | 0,026  | -     | 0     |
| <i>Lepidostoma hirtum</i>          | -   | 0      | 0,211 | 0,080  | 0,533 | 2,353  | 1,000 | 3,821 |
| <i>Brachycentrus subnubilus</i>    | -   | 0      | -     | 0      | 0,200 | 0,606  | -     | 0     |
| <i>Micrasema</i> spp.              | 0,1 | 0,055  | 0,053 | 0,058  | 0,133 | 0,542  | 0,462 | 0,950 |
| <i>Notidobia ciliaris</i>          | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,005  | -     | 0     |
| <i>Beraeodes minutus</i>           | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,014  | -     | 0     |
| <i>Athripsodes</i> spp.            | -   | 0      | 0,158 | 0,094  | 0,533 | 0,369  | 0,923 | 0,991 |
| <i>Ceraclea</i> spp.               | -   | 0      | -     | 0      | 0,467 | 0,631  | 1,000 | 0,893 |
| <i>Oecetis</i> spp.                | -   | 0      | -     | 0      | 0,067 | 0,037  | 0,154 | 0,088 |
| <i>Mystacides azurea</i>           | -   | 0      | -     | 0      | -     | 0      | 0,077 | 0,014 |
| Limnephilidae                      | 0,9 | 1,639  | 0,842 | 1,603  | 0,733 | 0,390  | -     | 0     |
| <i>Elophila nymphaeata</i>         | -   | 0      | 0,053 | 0,004  | -     | 0      | -     | 0     |
| <i>Dicranota</i> spp.              | 0,9 | 1,383  | 0,737 | 0,992  | 0,133 | 0,044  | 0,077 | 0,014 |
| Ceratopogonidae                    | 0,7 | 2,792  | 0,737 | 1,079  | 0,933 | 1,389  | 0,462 | 0,153 |
| Simuliidae                         | 1,0 | 53,216 | 1,000 | 28,269 | 1,000 | 10,382 | 1,000 | 3,816 |
| Tabanidae                          | -   | 0      | -     | 0      | -     | 0      | 0,077 | 0,020 |
| Empididae                          | -   | 0      | 0,211 | 0,043  | 0,533 | 0,693  | 0,615 | 0,435 |
| Limoniidae ja Tipulidae            | 0,7 | 0,650  | 0,526 | 0,318  | 0,667 | 2,269  | 0,615 | 0,207 |
| <i>Chrysopilus auratus</i>         | 0,1 | 0,072  | -     | 0      | -     | 0      | -     | 0     |

\*)sis. *B. subalpinus* ja *macani*

#### Taksonomiset ryhmät

|               |     |  |       |  |       |  |       |  |
|---------------|-----|--|-------|--|-------|--|-------|--|
| Bivalvia      | 0,5 |  | 0,316 |  | 0,933 |  | 0,923 |  |
| Coleoptera    | 0,7 |  | 0,789 |  | 1,000 |  | 1,000 |  |
| Crustacea     | 1,0 |  | 1,000 |  | 0,800 |  | 0,923 |  |
| Diptera       | 1,0 |  | 1,000 |  | 1,000 |  | 1,000 |  |
| Ephemeroptera | 0,7 |  | 1,000 |  | 1,000 |  | 1,000 |  |
| Gastropoda    | -   |  | 0,105 |  | 0,333 |  | 0,077 |  |
| Heteroptera   | -   |  | 0,105 |  | 0,133 |  | -     |  |
| Hirudinea     | -   |  | 0,053 |  | 0,333 |  | 0,846 |  |
| Hydrachnellae | 0,1 |  | 0,105 |  | 0,333 |  | -     |  |
| Lepidoptera   | -   |  | 0,053 |  | -     |  | -     |  |
| Megaloptera   | 0,2 |  | 0,053 |  | 0,133 |  | 0,154 |  |
| Odonata       | -   |  | 0,053 |  | 0,067 |  | 0,308 |  |
| Oligochaeta   | 1,0 |  | 0,842 |  | 0,933 |  | 1,000 |  |
| Plecoptera    | 1,0 |  | 1,000 |  | 1,000 |  | 1,000 |  |
| Trichoptera   | 1,0 |  | 1,000 |  | 1,000 |  | 1,000 |  |
| Turbellaria   | -   |  | -     |  | 0,067 |  | -     |  |

**Liite XII.** Luokittelumuuttujien tyyppikohtaiset vertailuarvot, vertailupaikkojen jakauman 10. %-pisteet (erinomaisen ja hyvän luokan raja, E/H) ja uudelleenskaalausta varten tarvittavat tiedot. Määrittystasona tarkin taso (SPE). Katso myös Liite X.

|   | < 10 km <sup>2</sup> | 10–100 km <sup>2</sup> | 100–1000 km <sup>2</sup> | > 1000 km <sup>2</sup> |
|---|----------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|
| <b>Alkuperäiset muuttujien vertailuarvot (E)</b>  |                      |                        |                          |                        |
| TT <sub>40</sub>  | 10,5                 | 12,8                   | 22,3                     | 27,8                   |
| PMA (%)   | 64,9                 | 49,0                   | 50,9                     | 60,1                   |
| TT[R] <sub>40</sub>   | 6,9                  | 6,6                    | 7,7                      | 8,7                    |
| ASPT-I  | 4,99                 | 5,46                   | 5,63                     | 5,78                   |
| S   | 14,6                 | 19,1                   | 30,3                     | 32,4                   |
| <b>Vertailupaikkojen EQR<sub>alkup</sub>-jakauman 10. %-piste (eli E/H-raja = EQR<sub>eh</sub>)</b> |                      |                        |                          |                        |
| TT <sub>40</sub>  | 0,85                 | 0,75                   | 0,84                     | 0,87                   |
| PMA   | 0,69                 | 0,71                   | 0,79                     | 0,78                   |
| TT[R] <sub>40</sub>   | 0,87                 | 0,90                   | 0,91                     | 0,92                   |
| ASPT-I  | 0,87                 | 0,88                   | 0,90                     | 0,94                   |
| S   | 0,81                 | 0,68                   | 0,77                     | 0,83                   |
| EQR <sub>ka</sub>   | 0,92                 | 0,89                   | 0,87                     | 0,88                   |
| <b>Muuttujien yhteismitallistaminen lineaarisesti uudelleenskaalaamalla:</b>                        |                      |                        |                          |                        |
| Jos $EQR_{alkup} < EQR_{eh}$ , niin $EQR_{lopull} = (0,8 / EQR_{eh}) * EQR_{alkup}$                 |                      |                        |                          |                        |
| Jos $EQR_{alkup} > EQR_{eh}$ , niin $EQR_{lopull} = a + b2 * EQR_{alkup}$                           |                      |                        |                          |                        |
| <b>a</b>  |                      |                        |                          |                        |
| TT <sub>40</sub>  | -0,313               | 0,198                  | -0,264                   | -0,556                 |
| PMA   | 0,348                | 0,303                  | 0,038                    | 0,075                  |
| TT[R] <sub>40</sub>   | -0,533               | -1,100                 | -1,300                   | -1,511                 |
| ASPT-I  | -0,537               | -0,724                 | -0,934                   | -2,428                 |
| S   | -0,043               | 0,370                  | 0,125                    | -0,203                 |
| EQR <sub>ka</sub>   | -1,433               | -0,762                 | -0,582                   | -0,649                 |
| <b>b2</b>   |                      |                        |                          |                        |
| TT <sub>40</sub>  | 1,313                | 0,802                  | 1,264                    | 1,556                  |
| PMA   | 0,652                | 0,697                  | 0,962                    | 0,925                  |
| TT[R] <sub>40</sub>   | 1,533                | 2,100                  | 2,300                    | 2,511                  |
| ASPT-I  | 1,537                | 1,724                  | 1,934                    | 3,428                  |
| S   | 1,043                | 0,630                  | 0,875                    | 1,203                  |
| EQR <sub>ka</sub>   | 2,433                | 1,762                  | 1,582                    | 1,649                  |

# KUVAILULEHTI

|   |  |                                 |                                |                                       |
|---|--|---------------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|
| <i>Julkaisija</i>   | Länsi-Suomen ympäristökeskus   |                                 |                                | <i>Julkaisu aika</i><br>Joulukuu 2007 |
| <i>Tekijä(t)</i>  | Heikki Hämäläinen, Jukka Aroviita, Esa Koskeniemi, Anna Bonde & Juho Kotanen   |                                 |                                |                                       |
| <i>Julkaisun nimi</i>   | <b>Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu</b>   |                                 |                                |                                       |
| <i>Julkaisusarjan nimi ja numero</i>                            | Länsi-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4/2007  |                                 |                                |                                       |
| <i>Julkaisun teema</i>  | Vesipuitedirektiivin kansallinen toimeenpano   |                                 |                                |                                       |
| <i>Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut</i> |  |                                 |                                |                                       |
| <i>Tiivistelmä</i>  | <p>Suomen joet kuuluvat pääosin pohjoiseen havumetsävyöhykkeeseen. EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisessa tyypittelyssä joet voidaan valuma-alueen kokonsa lisäksi varsin mielekkäästi jakaa luontaiselta geologialtaan turve- ja kangasmaiden jokiin, savimaiden jokien rajoituksella lounais- ja etelärannikon alueelle. Tyypittelyteki-<br/>jöistä korkeussuhteilla on varsin vähän merkitystä Suomessa, koska korkeita vuoristoja on vähän. Tyypittelyssä lisähaasteita aiheuttavat mm. tyypin rajaamiseen liittyvät ongelmat ja järvi- ja jokeiden esiintyminen. Samoin pelto-<br/>maiden tulkinta tietokannoista aiemman luontaisen tyypin mukaan voi olla vaikeaa.</p> <p>Pohjaeläimiä on myös Suomessa viime vuosikymmeninä käytetty jokien ekologisen tilan kuvaajana, vaikka yht-<br/>enäistä koko maata kattavaa aineistoa ei ole saatavilla. Tässä tutkimuksessa, pääosin Länsi-Suomen jokien aineis-<br/>toihin perustuen, joet jakautuivat ns. vertailuoloihin hyvin alueensa tyyppisiin koskipohjaeläimistönsä perusteella.<br/>Vastaavasti ekologista luokittelua ajatellen pohjaeläimet kuvasivat hyvin ihmisen erilaisia paineita (mm. haja-<br/>kuormitus, rakenteelliset muutokset) jokityypeissä. Varsin monipuolisessa vaihtoehtotarkastelussa, vesipuitedirek-<br/>tiivin liitteen V suosittamista luokittelumuuttujista vertailuoloihin lajisto ja sen runsaussuhteet näyttivät toimivan<br/>luotettavimmin ja tehokkaimmin, kun paineiden vaikutuksia haluttiin tunnistaa ja luokitella jokivesissä.</p> <p>Tämä työ on osa vesipuitedirektiivin ekologista luokittelua kehittäviä hankkeita. Tähän jokien pohjaeläimistöä<br/>käsittäneeseen hankkeeseen ovat osallistuneet erityisesti Länsi-Suomen ympäristökeskus ja Jyväskylän Yliopisto<br/>ja sen rahoituksesta ovat vastanneet ympäristöministeriö ja maa- ja metsätalousministeriö. Eräissä toisissa<br/>hankkeissa jokivesistöjen ekologisesta luokittelusta kalojen osalta on vastannut Riista- ja Kalatalouden tutkimus-<br/>laitos.</p> |                                 |                                |                                       |
| <i>Asiasanat</i>  | Vesipolitiikan puitedirektiivi, vesienhoito, joet, tyypittely, ekologinen luokittelu, luokittelumuuttujat, pohjaeläimet, Suomi   |                                 |                                |                                       |
| <i>Rahoittaja/ toimeksiantaja</i>                               |  |                                 |                                |                                       |
|   | ISBN<br>(nid.) 978-952-11-2911-7   | ISBN<br>(PDF) 978-952-11-2775-5 | ISSN<br>(pain.) 1796-1912      | ISSN<br>(verkkoi.) 1796-1920          |
|   | Sivuja<br>66   | Kieli<br>Suomi                  | Luottamuksellisuus<br>julkinen | Hinta (sis.alv 8 %)<br>12 e           |
| <i>Julkaisun myynti/ jakaja</i>                                 | Länsi-Suomen ympäristökeskus, Koulukatu 19 (PL 262), 65100 Vaasa<br>Tilaukset: neuvonta.lsu@ymparisto.fi   |                                 |                                |                                       |
| <i>Julkaisun kustantaja</i>                                     | Länsi-Suomen ympäristökeskus   |                                 |                                |                                       |
| <i>Painopaikka ja -aika</i>                                     | Juvenes Print, Tampere 2007  |                                 |                                |                                       |

## PRESENTATIONSBLAD

|   |  |                              |                        |                             |
|---|--|------------------------------|------------------------|-----------------------------|
| Utgivare  | Västra Finlands miljöcentral   |                              |                        | Datum<br>December 2007      |
| Författare  | Heikki Hämäläinen, Jukka Aroviita, Esa Koskenniemi, Anna Bonde & Juho Kotanen  |                              |                        |                             |
| Publikationens titel  | <b>Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu</b><br>(Ekologisk klassificering baserad på förekomsten av botten djur inom ramen för utvecklingen av typindelningen av   |                              |                        |                             |
| Publikationsserie och nummer                                | Västra Finlands miljöcentrals rapporter 4/2007   |                              |                        |                             |
| Publikationens tema   | Det nationella verkställandet av vattenramdirektivet   |                              |                        |                             |
| Publikationens delar/andra publikationer inom samma projekt |  |                              |                        |                             |
| Sammandrag  | <p>De finska åarna och älvarna hör i huvudsak till det nordliga barrskogsbältet. Enligt typindelningen i enlighet med ramdirektivet för EU:s vattenpolitik kan åarna och älvarna indelas enligt avrinningsområdets storlek men också enligt deras naturliga geologi. Dels indelas de i åar och älvar som förekommer på torv- och momarksområden, medan åar och älvar som förekommer på lermarksområden endast förekommer i landets sydvästra och sydliga kustområden. Av typindelningsfaktorerna har höjdförhållandena mycket liten betydelse i Finland, eftersom det finns få höga berg. En ytterligare utmaning utgörs bl.a. av de problem som förekommer i samband med avgränsningen av en viss typ samt förekomsten av sjöbassänger. Det kan också vara svårt att utgående från databaser tolka åkermark i enlighet med den tidigare naturenliga typen.</p> <p>Under de senaste årtiondena har man även i Finland använt sig av botten djur som indikatorer för åars och älvars ekologiska status, även om det inte finns något enhetligt riksomfattande material att tillgå. I denna undersökning som i huvudsak baserar sig på material som gäller åarna och älvarna i västra Finland fördelade sig åarna och älvarna i de sk. jämförelseförhållandena väl i de olika typerna för området på basis av förekomsten av botten djur i forsar. På motsvarande sätt i den ekologiska klassificeringen beskrev botten djuren på ett bra sätt de olika typer av belastning som människan förorsakar i de olika å- och älvtyperna (bl.a. diffusbelastning, strukturella förändringar). I den mycket varierade granskningen av alternativ vid identifieringen och klassificeringen av konsekvenserna av belastningen i å- och älvvattnen verkade jämförelseförhållandenas arter och deras förekomst vara den mest pålitliga och effektiva av de klassificeringsparametrar som rekommenderas i bilaga V i vattenramdirektivet.</p> <p>Detta arbete är en del av de projekt som utvecklar den ekologiska klassificeringen i enlighet med vattenramdirektivet. Västra Finlands miljöcentral och Jyväskylä universitet har deltagit i detta projekt som behandlar botten djur i åar och älvar. Projektet har finansierats av miljöministeriet och jord- och skogsbruksministeriet. I ett annat projekt har Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet ansvarat för den ekologiska klassificeringen av å- och älvvatten med avseende på fisken.</p> |                              |                        |                             |
| Nyckelord   |  |                              |                        |                             |
| Finansiär/uppdragsgivare                                    |  |                              |                        |                             |
|   | ISBN (hft.) 978-952-11-2911-7  | ISBN (PDF) 978-952-11-2775-5 | ISSN (print) 1796-1912 | ISSN (online) 1796-1920     |
|   | Sidantal 66  | Språk finska                 | Offentlighet offentlig | Pris (inneh. moms 8 %) 12 e |
| Beställningar/distribution                                  | Västra Finlands miljöcentral, Skolhusgatan 19 (PB 262), 65100 Vasa<br>Beställningar: neuvonta.lsu@ymparisto.fi   |                              |                        |                             |
| Förläggare  | Västra Finlands miljöcentral   |                              |                        |                             |
| Tryckeri/tryckningsort och -år                              | Juvenes Print, Tammerfors 2007   |                              |                        |                             |